Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC

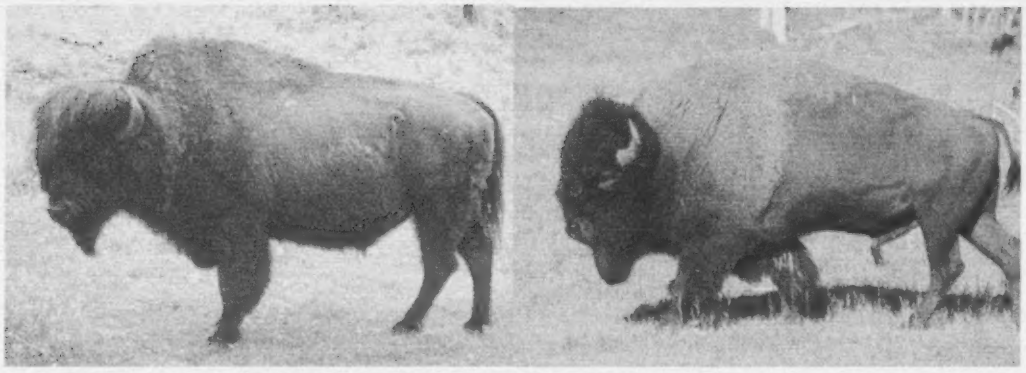
sur le

Bison des prairies
Bison bison bison

et le

Bison des bois
Bison bison athabascae

au Canada



Bison bison bison **– MENACÉE**
Bison bison athabascae **- PRÉOCCUPANTE**
2013

COSEPAC
Comité sur la situation
des espèces en péril
au Canada

COSEWIC
Committee on the Status
of Endangered Wildlife
in Canada

Les rapports de situation du COSEPAC sont des documents de travail servant à déterminer le statut des espèces sauvages que l'on croit en péril. On peut citer le présent rapport de la façon suivante :

COSEPAC. 2013. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des prairies (*Bison bison bison*) et le bison des bois (*Bison bison athabascae*) au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. xvii + 117 p. (www.registrelep-sararegistry.gc.ca/default_f.cfm).

Rapport(s) précédent(s) :

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des prairies *Bison bison bison* au Canada. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vii + 80 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

COSEPAC. 2000. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des bois (*Bison bison athabascae)* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. vi + 31 p. (www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm).

RUCKSTUH, K.E. 2000. Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des bois (*Bison bison athabascae)* au Canada – Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. Pages 1-31.

WOOD BISON RECOVERY TEAM. 1988. Update COSEWIC status report on the wood bison *Bison bison athabascae* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 103 p.

NOVAKOWSKI, N.S. 1978. COSEWIC status report on the wood bison *Bison bison athabascae* in Canada. Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada. Ottawa. 30 p.

Note de production :
Le COSEPAC tient à remercier Cormack Gates et Thomas Jung qui ont rédigé le rapport de situation sur le bison des prairies (*Bison bison bison*) et le bison des bois (*Bison bison athabascae*) au Canada dans le cadre d'un contrat avec Environnement Canada. Justina Ray, coprésidente du Sous-comité de spécialistes des mammifères terrestres du COSEPAC, a supervisé la rédaction du rapport et l'a révisé.

Pour obtenir des exemplaires supplémentaires, s'adresser au :

Secrétariat du COSEPAC
a/s Service canadien de la faune
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Tél. : 819-953-3215
Téléc. : 819-994-3684
Courriel : COSEWIC/COSEPAC@ec.gc.ca
http://www.cosepac.gc.ca

Also available in English under the title COSEWIC Assessment and Status Report on the Plains Bison *Bison bison bison* and the Wood Bison *Bison bison athabascae* in Canada.

Illustration/photo de la couverture :
Bison des bois et Bison des prairies —

©Sa Majesté la Reine du chef du Canada, 2014.
N° de catalogue CW69-14/379-2014F-PDF
ISBN 978-0-660-22075-8

Papier recyclé

COSEPAC
Sommaire de l'évaluation

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun
Bison des prairies

Nom scientifique
Bison bison bison

Statut
Menacée

Justification de la désignation
Ce bison se trouve dans seulement cinq sous-populations sauvages et isolées au Canada. Il y a approximativement 1 200 à 1 500 individus matures, dont environ la moitié est regroupée dans une sous-population qui se trouve à l'extérieur de l'aire de répartition historique. Le nombre total d'individus a augmenté de 36 % depuis la dernière évaluation menée en 2004, mais ce total demeure une infime fraction des effectifs d'il y a 200 ans. Cet animal occupe actuellement moins de 0,5 % de son aire de répartition d'origine au Canada. La persistance de cet animal continue à faire l'objet d'un certain nombre de menaces. L'augmentation de la taille des populations ou l'ajout de nouvelles sous-populations sont limités par un habitat fragmenté ou non convenable qui est souvent géré de façon à exclure le bison. Un déclin global est prévu pour les sous-populations sauvages car elles sont gérées dans le but de contrôler ou de réduire la taille des populations et elles sont vulnérables à des événements imprévisibles mais potentiellement catastrophiques, principalement des épidémies et des phénomènes météorologiques extrêmes.

Répartition
Colombie-Britannique, Alberta, Saskatchewan, Manitoba

Historique du statut
Espèce désignée « menacée » en mai 2004. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Sommaire de l'évaluation – novembre 2013

Nom commun
Bison des bois

Nom scientifique
Bison bison athabascae

Statut
Préoccupante

Justification de la désignation
Ce bison se retrouve à l'état sauvage seulement au Canada. À l'heure actuelle, il existe entre 5 136 et 7 172 individus matures dans neuf sous-populations sauvages et isolées. La population a augmenté depuis 1987, principalement en raison de l'établissement de nouvelles sous-populations sauvages au sein de l'aire de répartition d'origine. Environ 60 % de l'ensemble de la population se trouve dans le parc national Wood Buffalo et dans les zones avoisinantes et est touché par deux maladies de bovins d'élevage, la brucellose bovine et la tuberculose. Deux sous-populations sauvages ont récemment connu d'importants épisodes de mortalité démontrant la vulnérabilité intrinsèque des petites populations isolées. Le troupeau du Mackenzie a diminué de 53 % en raison d'une éclosion de fièvre charbonneuse et celui de Hay-Zama a diminué de 20 % car les individus sont morts de faim pendant un hiver rigoureux. D'autres augmentations de la taille des populations ou l'ajout de nouvelles sous-populations sauvages sont peu probables, car le rétablissement est limité par un habitat fragmenté ou non convenable, la mortalité attribuable à la circulation routière, la gestion des maladies associées au bétail et à l'exploitation commerciale du bison, et les épidémies.

Répartition
Yukon, Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique, Alberta

Historique du statut
Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « menacée » en avril 1988 et en mai 2000. Réexamen du statut : l'espèce a été désignée « préoccupante » en novembre 2013.

COSEPAC
Résumé

Bison des prairies
Bison bison bison

et le

Bison des bois
Bison bison athabascae

Description et importance de l'espèce sauvage

Membre de la famille des bovins sauvages, le bison d'Amérique est le plus grand mammifère terrestre de l'Amérique du Nord. Il en existe deux sous-espèces, soit le bison des prairies *(Bison bison bison)* et le bison des bois (*B. b. athabascae*), qui se distinguent par leur morphologie, leur taille et leur pelage. Les deux sous-espèces restent distinctes au plan phylogénétique malgré le transfert massif de bisons des prairies au sein de ce qui restait de la population de bisons des bois dans les années 1920, ce qui a eu un effet substantiel sur leur intégrité génétique et territoriale.

Le bison constituait jadis une espèce clé aux plans écologique et culturel : il influait de façon disproportionnée sur les processus écologiques et la biodiversité dans les systèmes socioécologiques qu'il occupait. Il jouait un rôle important dans la culture matérielle et la culture spirituelle de nombreux peuples autochtones. Depuis les années 1970, le bison a gagné en importance économique et commerciale. Le présent rapport présente les données nécessaires pour évaluer les populations sauvages de l'espèce conformément aux lignes directrices du COSEPAC.

Répartition

L'aire de répartition précolombienne du bison d'Amérique s'étendait des prairies désertiques du nord du Mexique jusqu'aux herbaçaies de l'intérieur de l'Alaska, et des terres boisées du Manitoba jusqu'aux montagnes Rocheuses. La ligne de partage des eaux entre l'Alberta et la Colombie-Britannique constituait grosso modo la limite ouest de l'aire de répartition du bison des prairies. La zone de transition entre la forêt-parc et la forêt boréale constituait la limite nord de l'aire de répartition du bison des prairies et la limite sud de celle du bison des bois.

Les populations du bison des prairies et du bison des bois ont chuté vertigineusement au XIX^{e} siècle, surtout en raison de la surchasse. À la fin du XIX^{e} siècle, le bison des prairies à l'état sauvage avait disparu du Canada à l'exception d'un petit nombre d'individus dans ce qui est maintenant le parc national Wood Buffalo. En 2013, le bison des prairies à l'état sauvage forme cinq sous-populations isolées, soit trois en Saskatchewan, une en Alberta et une en Colombie-Britannique, et occupe environ 2 % de son aire de répartition d'origine. Il existe neuf sous-populations du bison des bois, en Alberta, en Colombie-Britannique, au Manitoba, au Yukon et dans les Territoires du Nord-Ouest, occupant environ 5 % de son aire de répartition d'origine.

Habitat

Les habitats les plus importants pour le bison des prairies et le bison des bois sont ceux qui lui offrent sa nourriture d'hiver, constituée principalement de graminées, de carex et de joncs. Le bison des prairies occupait les prairies herbeuses et les boisés mixtes qui les bordaient au Manitoba, dans le centre de la Saskatchewan et le sud-est de l'Alberta. La conversion des prairies indigènes aux cultures végétales et à l'élevage s'est produite rapidement après l'extermination du bison. La perte de superficie des pâturages indigènes se poursuit encore, mais à un rythme plus lent. L'expansion de la population et de la répartition des deux sous-espèces de bison est limitée dans la majeure partie de leur aire de répartition par le potentiel de conflit avec l'agriculture et l'élevage, notamment les programmes visant à prévenir la propagation par le bison sauvage de la tuberculose et de la brucellose bovines.

Biologie

Les bisons femelles donnent habituellement naissance à leur premier veau (rarement des jumeaux) à l'âge de trois ans et entrent en sénescence reproductive à l'âge de 13 à 15 ans. Leur fécondité varie d'un individu à l'autre selon l'alimentation et l'hérédité. La durée d'une génération est estimée à huit ans. Des mâles de populations captives bien nourries peuvent se reproduire dès l'âge d'un an et demi, mais la pleine maturité morphologique et comportementale (l'état adulte) n'est atteinte qu'à l'âge de six ou sept ans. En effet, les jeunes mâles ont rarement la chance de se reproduire en présence de mâles adultes. La concurrence entre mâles pour obtenir les faveurs des femelles constitue un aspect important de l'écologie évolutionnaire du bison. Le loup, l'ours grizzly et le coyote sont les principaux prédateurs du bison.

Taille et tendances des populations

Toutes les sous-populations sauvages actuelles du bison des prairies au Canada sont issues d'environ 81 ancêtres capturés à trois endroits dans les années 1870 et 1880. La population totale du bison des prairies ne représente qu'une infime fraction de ce qu'elle était jadis (des dizaines de millions en Amérique du Nord). Il existe cinq sous-populations sauvages de bisons des prairies, une dans le parc national Elk Island et les quatre autres issues de cette harde. Une nouvelle sous-population a été établie dans le parc national des Prairies depuis la dernière évaluation du COSEPAC

en 2004. On estime le nombre total de bisons des prairies au Canada entre 2 335 et 2 573 individus, dont 1 204 à 1 490 sont matures. Il s'agit d'une hausse de 36 % depuis 2004, mais une sous-population diminue actuellement. Globalement, la tendance, non quantifiée, est à la hausse depuis trois générations.

Les quelque 250 bisons des bois qui persistaient à la fin du XIX^{e} siècle dans ce qui est maintenant le parc national Wood Buffalo étaient passés à 1 500-2 000 individus lorsqu'on a établi ce parc en 1922. À la fin des années 1920, on a transféré, pour des raisons politiques, plus de 6 000 bisons des prairies dans le parc, où les deux sous-espèces se sont reproduites entre elles. Tous les bisons des bois qui existent aujourd'hui sont les descendants de ces croisements, bien qu'ils sont restés morphologiquement et génétiquement distincts des bisons des prairies et que les deux sous-espèces sont gérées séparément. Il y a eu deux translocations de bisons du parc national Wood Buffalo durant les années 1960, dont une au parc national Elk Island pour y établir une population exempte de maladie afin d'assurer le rétablissement du bison. Cette sous-population a constitué la source directe ou indirecte de l'établissement de sept autres sous-populations, dont une depuis la dernière évaluation en 2001. On compte actuellement de 7 642 à 10 458 bisons des bois dans neuf sous-populations sauvages, dont 5 213 à 7 191 sont matures. Il s'agit d'une hausse substantielle depuis trois générations (il y avait 1 827 individus en 1987), attribuable à d'importants travaux de rétablissement, et d'une hausse de 47 % depuis 2000. Si les effectifs de huit des neuf sous-populations sauvages ont augmenté depuis la dernière évaluation du COSEPAC, deux d'entre elles ont subi depuis 2012 une forte mortalité attribuable à la maladie (fièvre charbonneuse) et à la famine après un hiver rigoureux. Toutes les sous-populations sauf deux comptent moins de 500 individus. La métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo constitue actuellement environ 60 % de la population canadienne du bison des bois sauvage, mais elle est touchée par la maladie.

Menaces et facteurs limitatifs

L'impact global des menaces calculé selon le système commun de classification des menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature et du Partenariat pour les mesures de conservation (*Conservation Measures Partnership*)est très élevé pour le bison des prairies et élevé pour le bison des bois. La chasse et le contrôle des populations constituent les plus graves menaces pour les deux sous-espèces. L'intolérance du public à l'égard du bison, perçu comme entrant en concurrence avec d'autres ongulés, transmettant des maladies au bétail, causant des dommages matériels et menaçant la sécurité humaine, est un facteur important qui détermine les politiques visant à limiter le nombre de bisons sauvages de deux sous-espèces dans les vastes paysages. Chez certaines populations, la chasse non réglementée restreint la taille effective de la population à un niveau où les effets de sa petite taille peuvent nuire à sa viabilité.

Les maladies (transmises par le bétail ou indigènes, p. ex. la fièvre charbonneuse) et les conditions météorologiques extrêmes sont d'autres menaces qui ont causé d'importantes mortalités, tant récemment qu'historiquement. La persistance de maladies des bovins à déclaration obligatoire au sein de la métapopulation du bison des bois de la région du parc national Wood Buffalo constitue la plus grande menace pour ce qui est de son échelle géographique et de son potentiel de nuire aux sous-populations voisines. La perte d'habitat du bison des prairies par conversion de prairies en terres cultivées se poursuit, et la vente de parcours publics constitue une importante menace. L'habitat du bison des prairies sauvage est surtout limité par le régime de propriété et l'utilisation des terres, notamment le pâturage du bétail et les politiques de gestion des animaux. La mortalité sur les routes (dans le cas du bison des bois) et l'introgression de gènes de bovins d'élevage, y compris le bison, constituent des menaces localisées pour les deux sous-espèces. Les effets fondateurs et les petites tailles de population (moins de 500 individus) sont également des facteurs limitatifs pour les deux sous-espèces.

Protection, statuts et classifications

Au Canada, le bison des prairies ne jouit d'aucun statut aux termes de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) du gouvernement fédéral. Il est considéré comme une espèce sauvage par les lois provinciales sur les espèces sauvages de la Colombie-Britannique et de la Saskatchewan, mais pas en Alberta et au Manitoba, où tous les bisons sont considérés comme du bétail. Le bison des prairies n'est pas inscrit à la liste des espèces en péril de la *Endangered Species Act* des États-Unis, malgré les pétitions répétées à cet effet.

Le bison des bois est inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral depuis la promulgation de la loi en juin 2003. Il est considéré comme une espèce sauvage par les lois provinciales sur la faune du Manitoba, de l'Alberta, de la Colombie-Britannique et des Territoires du Nord-Ouest. La *Loi sur la faune* du Yukon le considère comme une espèce transplantée. Le bison des bois est inscrit à l'annexe II de la CITES et à la liste des espèces en péril de la *Endangered Species Act* des États-Unis comme espèce menacée. À l'échelle mondiale, le bison d'Amérique (les deux sous-espèces) figure à la liste rouge de l'UICN comme espèce quasi menacée. NatureServe a attribué au bison d'Amérique la cote mondiale de G4 et les cotes nationales de N4 pour les États-Unis et de N3N4 pour le Canada. La cote mondiale (et nationale) est de G4T2Q (N2N3) pour le bison des bois et de G4TU (N3N4) pour le bison des prairies. Selon le programme de classification de la situation générale du Canada, le bison d'Amérique (les deux sous-espèces) est considéré comme en péril à l'échelle nationale, au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, en Alberta et au Manitoba, comme possiblement en péril en Colombie-Britannique et comme sensible en Saskatchewan.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Bison des prairies

Bison bison bison

Bison des prairies Plains Bison

Zone d'occurrence au Canada : Manitoba (présence historique), Saskatchewan, Alberta et Colombie-Britannique

Données démographiques

Durée d'une génération (habituellement l'âge moyen des parents dans la population : indiquer si une autre méthode d'estimation de la durée des générations inscrite dans les lignes directrices de l'UICN (2008) est employée)	Environ huit ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [cinq années ou deux générations]	Aucun
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	Augmentation d'environ 36 % du nombre total d'individus en 13 ans.
Pourcentage [prévu ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Incertain (les augmentations seront limitées par les conflits avec les activités humaines)
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur	Tendance générale à la hausse
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Sans objet
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Non

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	403 592 km^2
Indice de zone d'occupation (IZO) (fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	14 764 km^2
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Peut-être. Près de la moitié de la population persiste dans de petites parcelles d'habitat isolées par rapport à la répartition d'origine. L'expansion de la population est limitée par le contexte sociopolitique.
Nombre de « localités *»	Cinq

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Oui, il y a un certain niveau de perte et dégradation constantes de l'habitat. L'élevage de bétail et les conflits avec d'autres activités humaines limitent la disponibilité d'habitats potentiels. Le développement industriel menace l'habitat d'au moins une sous-population.
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Sous-population	**N^{bre} estimé d'individus matures**
Pink Mountain (C.-B.)	629-699
Parc national Elk Island (Alb.)	204-300
Parc national des Prairies (Alb.)	189
Rivière McCusker (Sask.)	51-113
Rivière Sturgeon (Sask.)	130-188
Population totale du bison des prairies (voir le tableau 2)	**1 204-1 490**

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	La probabilité de disparition n'a pas été quantifiée.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou les habitats)

La menace ayant le plus grand impact est la chasse (réglementée ou non) servant à gérer la croissance, à prévenir l'expansion de l'aire de répartition et à réduire les conflits bisons-humains, notamment en décourageant le bison de fréquenter les zones agricoles et les bords de routes. Divers agents pathogènes indigènes (fièvre charbonneuse) ou transmis par des bovins d'élevage constituent une menace à impact élevé ou moyen. Des terres sont constamment converties à l'agriculture dans les régions de prairie et de forêt-parc, et la vente de parcours publics est de plus en plus préoccupante. Le régime de propriété et l'utilisation des terres, notamment le pâturage, et les politiques de gestion des animaux limitent les perspectives de rétablissement. L'introgression de gènes de bovins d'élevage, y compris des bisons, constitue une menace moins grave, mais localement importante.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur? Le Forest Service des États-Unis classe le bison des prairies comme non sensible dans la région 2 et non préoccupant selon l'évaluation faite dans le cadre de son programme de conservation des espèces (USDA Forest Service, 2009). Ce classement est justifié par le fait que les populations et leurs habitats sont actuellement stables ou à la hausse.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Aucune immigration depuis une population sauvage
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Non
La possibilité d'une immigration de source externe existe-t-elle?	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « menacée » en mai 2004. Réexamen et confirmation du statut en novembre 2013.

Auteurs du résumé technique : Cormack Gates et Justina Ray

Statut et justification de la désignation

Statut :	**Code alphanumérique :**
Espèce menacée	C2a(i)

Justification de la désignation :
Ce bison ne forme que cinq sous-populations sauvages isolées au Canada. Il en existe de 1 200 à 1 500 individus matures, dont environ la moitié forment une sous-population à l'extérieur de l'aire de répartition historique de la sous-espèce. Le nombre total d'individus a augmenté de 36 % depuis la dernière évaluation réalisée en 2004, mais ce nombre ne constitue qu'une infime fraction des effectifs de la sous-espèce il y a 200 ans. Le bison des prairies occupe actuellement moins de 0,5 % de son aire de répartition d'origine. Plusieurs menaces continuent de peser sur sa persistance. D'autres augmentations des effectifs ou l'ajout de nouvelles sous-populations sont limités par la fragmentation de l'habitat, le manque de milieux propices et les zones d'exclusion du bison. On prévoit un déclin général des sous-populations sauvages parce qu'elles sont gérées de façon à limiter ou à réduire leurs effectifs et qu'elles sont vulnérables à d'éventuels phénomènes imprévisibles potentiellement catastrophiques, principalement des éclosions de maladie et des conditions météorologiques extrêmes.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :
Ne s'applique pas : la tendance générale depuis trois générations est à la hausse.

Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) :
Ne s'applique pas : la zone d'occurrence et l'IZO dépassent les seuils pour ce critère.

Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) :
Satisfait au critère d'espèce menacée C2a(i) puisque le nombre total d'individus matures est inférieur à 10 000 et qu'on prévoit une baisse de ce nombre pour les raisons suivantes : 1) des pratiques de gestion sont appliquées pour empêcher l'effectif de la plupart des sous-populations d'augmenter; 2) la plus grande sous-population est gérée pour en réduire les effectifs, 3) il y a une forte possibilité que des phénomènes catastrophiques réduisent les sous-populations, et 4) selon les estimations, aucune sous-population ne compte plus de 1 000 individus matures.

Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas, mais satisfait presque au critère d'espèce menacée D1, car on estime que la population totale compte entre 1 200 et 1 500 individus matures. Bien que la sous-espèce soit restreinte à cinq localités, elle ne satisfait pas au critère D2 parce que, les localités étant isolées les unes des autres par de vastes étendues, aucune catastrophe ne toucherait toutes les sous-populations, ou même certaines d'entre elles, sur une période suffisamment courte pour entraîner sa disparition à court terme.
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas.

RÉSUMÉ TECHNIQUE – Bison des bois

Bison bison athabascae

Bison des bois Wood Bison

Zone d'occurrence au Canada : Manitoba, Saskatchewan (présence historique), Alberta, Colombie-Britannique, Yukon et Territoires du Nord-Ouest

Données démographiques

Durée d'une génération (habituellement l'âge moyen des parents dans la population : indiquer si une autre méthode d'estimation de la durée des générations inscrite dans les lignes directrices de l'UICN (2008) est employée)	Environ huit ans
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre total d'individus matures?	Non. Depuis trois générations, la population totale a augmenté de presque 400 % à la suite de plusieurs réintroductions.
Pourcentage estimé du déclin continu du nombre total d'individus matures pendant [cinq années ou deux générations]	La population totale augmente.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix dernières années ou trois dernières générations].	La population totale a augmenté depuis trois générations.
Pourcentage [prévu ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours des [dix prochaines années ou trois prochaines générations].	Incertain.
Pourcentage [observé, estimé, inféré ou soupçonné] de [la réduction ou l'augmentation] du nombre total d'individus matures au cours de toute période de [dix ans ou trois générations] commençant dans le passé et se terminant dans le futur	Hausse rapide depuis 10 ans, mais tendance incertaine pour les trois prochaines générations.
Est-ce que les causes du déclin sont clairement réversibles et comprises et ont effectivement cessé?	Sans objet
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre d'individus matures?	Les données ne correspondent pas à la définition, mais de graves épisodes de mortalité ont éliminé jusqu'à la moitié de certaines sous-populations, et la plus grande des sous-populations a fluctué du simple au double durant deux décennies.

Information sur la répartition

Superficie estimée de la zone d'occurrence	1 187 546 km²
Indice de zone d'occupation (IZO) (Fournissez toujours une valeur établie à partir d'une grille à carrés de 2 km de côté.)	101 492 km²
La population totale est-elle gravement fragmentée?	Non, mais certaines sous-populations persistent dans des fragments d'habitat isolés; 60 % de la population se trouve dans l'écosystème de la région du parc national Wood Buffalo.
Nombre de « localités *»	Neuf
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de l'indice de la zone d'occupation?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de populations?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] du nombre de localités?	Non
Y a-t-il un déclin continu [observé, inféré ou prévu] de [la superficie, l'étendue ou la qualité] de l'habitat?	Peut-être
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de populations?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes du nombre de localités*?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de la zone d'occurrence?	Non
Y a-t-il des fluctuations extrêmes de l'indice de la zone d'occupation?	Non

Nombre d'individus matures (dans chaque sous-population)

Sous-population	**N^{bre} estimé d'individus matures**
Métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo (T.N.-O. et Alb.)	3 164 - 4 226
Parc national Elk Island (Alb.)	207
Mackenzie (T.N.-O.)	344-705
Nahanni (T.N.-O. et C.-B.)	150-444
Aishihik (Yukon)	763-956
Nordquist (C.-B.)	85-95
Lac Etthithun (C.-B. et Alb.)	116-134
Hay-Zama (Alb.)	283
Lac Chitek (Man.)	155-190
Population totale du bison des bois (voir le tableau 3)	**5 213 - 7 191**

* Voir « Définitions et abréviations » sur le site Web du COSEPAC et IUCN 2010 (en anglais seulement) pour obtenir des précisions sur ce terme.

Analyse quantitative

La probabilité de disparition de l'espèce à l'état sauvage est d'au moins [20 % sur 20 ans ou 5 générations, ou 10 % sur 100 ans].	La probabilité de disparition n'a pas été quantifiée.

Menaces (réelles ou imminentes pour les populations ou leur habitat)

La menace ayant le plus grand impact est la chasse (réglementée ou non) servant à gérer la croissance des populations, à prévenir l'expansion de l'aire de répartition et à réduire les conflits bisons-humains, notamment en décourageant le bison de fréquenter les zones agricoles et les bords de routes. Les menaces à impact élevé ou moyen comprennent les conditions météorologiques extrêmes et divers agents pathogènes indigènes (fièvre charbonneuse) ou transmis par des bovins d'élevage, facteurs responsables d'épisodes de mortalité historiques ou récents chez plusieurs sous-populations. Les menaces moins graves, mais importantes localement, comprennent la mortalité sur les routes et l'introgression de gènes de bovins d'élevage, y compris des bisons.

Immigration de source externe (immigration de l'extérieur du Canada)

Statut des populations de l'extérieur? 100 % de la population à l'état sauvage se trouve au Canada.	
Une immigration a-t-elle été constatée ou est-elle possible?	Non
Des individus immigrants seraient-ils adaptés pour survivre au Canada?	Oui
Y a-t-il suffisamment d'habitat disponible au Canada pour les individus immigrants?	Non
La possibilité d'une immigration de source externe existe-t-elle?	Non

Historique du statut

COSEPAC : Espèce désignée « en voie de disparition » en avril 1978. Réexamens du statut : espèce désignée « menacée » en avril 1988 et en mai 2000 et « préoccupante » en novembre 2013.

Auteurs du résumé technique : Cormack Gates et Justina Ray

Statut et justification de la désignation

Statut :	**Code alphanumérique :**
Espèce préoccupante	Sans objet

Justification de la désignation :

Ce bison n'existe qu'à l'état sauvage au Canada. On en compte actuellement de 5 136 à 7 172 individus matures formant neuf sous-populations sauvages isolées. La population totale a augmenté depuis 1987, surtout en raison de l'établissement de nouvelles sous-populations dans l'aire de répartition d'origine de la sous-espèce. Environ 60 % de la population totale se trouve dans le parc national Wood Buffalo et les environs et est touchée par deux maladies des bovins, soit la brucellose et la tuberculose.

Deux sous-populations sauvages ont récemment subi des mortalités importantes, ce qui montre la vulnérabilité inhérente des petites populations isolées : l'effectif de la harde du Mackenzie a diminué de 53 % en raison d'une éclosion de fièvre charbonneuse, et le manque de nourriture durant un hiver rigoureux a réduit de 20 % l'effectif de la harde de Hay-Zama. Il est peu probable que la taille de la population augmente davantage ou que l'on ajoute de nouvelles sous-populations sauvages, car le rétablissement est limité par la fragmentation de l'habitat, le manque de milieux propices, la mortalité sur les routes, la gestion des maladies liées aux élevages commerciaux de bétail, notamment de bisons, et les éclosions de maladie.

Applicabilité des critères

Critère A (déclin du nombre total d'individus matures) :
Ne s'applique pas : la tendance générale depuis trois générations est à la hausse

Critère B (petite aire de répartition, et déclin ou fluctuation) : Ne s'applique pas : la zone d'occurrence et l'IZO dépassent les seuils pour ce critère.
Critère C (nombre d'individus matures peu élevé et en déclin) : Ne s'applique pas : le nombre d'individus matures est inférieur à 10 000, mais il n'y aucun déclin continu observé, inféré ou prévu.
Critère D (très petite population totale ou répartition restreinte) : Ne s'applique pas : la population est estimée à plus de 1 000 individus matures (D1), et le nombre de localités (9) dépasse le seuil (D2).
Critère E (analyse quantitative) : Ne s'applique pas.

PRÉFACE

Le présent rapport mis à jour s'appuie sur des données recueillies depuis la parution de la mise à jour de 2000 du rapport de situation du COSEPAC sur le bison des bois (*Bison bison athabascae*) au Canada (Ruckstuhl, 2000), du programme de rétablissement du bison des bois de 2001 (Gates *et al.*, 2001a) et du rapport de situation de 2004 sur le bison des prairies (*Bison bison bison*) au Canada (COSEPAC, 2004). Il s'agit de la première évaluation de situation réalisée par le COSEPAC portant à la fois sur le bison des prairies et le bison des bois.

Le bison des bois était une des six espèces évaluées par le COSEPAC lors de sa première réunion d'évaluation d'espèces en 1978. Il avait alors été désigné espèce en voie de disparition. En 1988, le COSEPAC l'a réévalué et l'a désigné espèce menacée parce que sa répartition et son abondance avaient augmenté. À la suite d'une nouvelle évaluation en 2000, le COSEPAC a maintenu son statut d'espèce menacée. Le bison des bois a donc été inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la *Loi sur les espèces en péril* lorsque celle-ci est entrée en vigueur en 2003.

Le COSEPAC a évalué le bison des prairies pour la première fois en 2004 et l'a alors désigné espèce menacée. Toutefois, la sous-espèce n'est actuellement pas inscrite à l'annexe 1 de la *Loi*. En effet, en 2005, le gouverneur en conseil a décidé de ne pas inscrire le bison des prairies à la liste des espèces en péril « en raison d'éventuelles répercussions économiques pour l'industrie canadienne du bison », s'engageant plutôt à collaborer « avec l'industrie du bison, les gouvernements provinciaux et territoriaux, les groupes autochtones et les principaux intervenants afin d'élaborer une approche au rétablissement du bison sauvage des prairies » (Décret modifiant les annexes 1 à 3 de la *Loi sur les espèces en péril*, 2005 : 1769).

Le présent rapport présente les données nécessaires pour évaluer la composante sauvage de l'espèce, le terme « sauvage » étant défini conformément aux lignes directrices du COSEPAC sur les populations manipulées (COSEPAC, 2010a). Beaucoup de nouvelles données ont été obtenues sur le bison des prairies et le bison des bois depuis 2004 et 2000, respectivement. Les connaissances traditionnelles autochtones (CTA) disponibles ont été recueillies et présentées dans un rapport sur les sources de CTA (COSEPAC, 2011a) et un rapport d'évaluation des CTA (COSEWIC, 2012). De nouvelles sous-populations ont été établies, notamment une sous-population du bison des prairies en Saskatchewan et une sous-population du bison des bois en Colombie-Britannique. La plupart des populations ont été inventoriées depuis la parution des derniers rapports de situation.

HISTORIQUE DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) a été créé en 1977, à la suite d'une recommandation faite en 1976 lors de la Conférence fédérale-provinciale sur la faune. Le Comité a été créé pour satisfaire au besoin d'une classification nationale des espèces sauvages en péril qui soit unique et officielle et qui repose sur un fondement scientifique solide. En 1978, le COSEPAC (alors appelé Comité sur le statut des espèces menacées de disparition au Canada) désignait ses premières espèces et produisait sa première liste des espèces en péril au Canada. En vertu de la *Loi sur les espèces en péril* (LEP) promulguée le 5 juin 2003, le COSEPAC est un comité consultatif qui doit faire en sorte que les espèces continuent d'être évaluées selon un processus scientifique rigoureux et indépendant.

MANDAT DU COSEPAC

Le Comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC) évalue la situation, au niveau national, des espèces, des sous-espèces, des variétés ou d'autres unités désignables qui sont considérées comme étant en péril au Canada. Les désignations peuvent être attribuées aux espèces indigènes comprises dans les groupes taxinomiques suivants : mammifères, oiseaux, reptiles, amphibiens, poissons, arthropodes, mollusques, plantes vasculaires, mousses et lichens.

COMPOSITION DU COSEPAC

Le COSEPAC est composé de membres de chacun des organismes responsable des espèces sauvages des gouvernements provinciaux et territoriaux, de quatre organismes fédéraux (le Service canadien de la faune, l'Agence Parcs Canada, le ministère des Pêches et des Océans et le Partenariat fédéral d'information sur la biodiversité, lequel est présidé par le Musée canadien de la nature), de trois membres scientifiques non gouvernementaux et des coprésidents des sous-comités de spécialistes des espèces et du sous-comité des connaissances traditionnelles autochtones. Le Comité se réunit au moins une fois par année pour étudier les rapports de situation des espèces candidates.

DÉFINITIONS
(2013)

Espèce sauvage	Espèce, sous-espèce, variété ou population géographiquement ou génétiquement distincte d'animal, de plante ou d'un autre organisme d'origine sauvage (sauf une bactérie ou un virus) qui est soit indigène du Canada ou qui s'est propagée au Canada sans intervention humaine et y est présente depuis au moins cinquante ans.
Disparue (D)	Espèce sauvage qui n'existe plus.
Disparue du pays (DP)	Espèce sauvage qui n'existe plus à l'état sauvage au Canada, mais qui est présente ailleurs.
En voie de disparition (VD)*	Espèce sauvage exposée à une disparition de la planète ou à une disparition du pays imminente.
Menacée (M)	Espèce sauvage susceptible de devenir en voie de disparition si les facteurs limitants ne sont pas renversés.
Préoccupante (P)**	Espèce sauvage qui peut devenir une espèce menacée ou en voie de disparition en raison de l'effet cumulatif de ses caractéristiques biologiques et des menaces reconnues qui pèsent sur elle.
Non en péril (NEP)***	Espèce sauvage qui a été évaluée et jugée comme ne risquant pas de disparaître étant donné les circonstances actuelles.
Données insuffisantes (DI)****	Une catégorie qui s'applique lorsque l'information disponible est insuffisante (a) pour déterminer l'admissibilité d'une espèce à l'évaluation ou (b) pour permettre une évaluation du risque de disparition de l'espèce.

* Appelée « espèce disparue du Canada » jusqu'en 2003.

** Appelée « espèce en danger de disparition » jusqu'en 2000.

*** Appelée « espèce rare » jusqu'en 1990, puis « espèce vulnérable » de 1990 à 1999.

**** Autrefois « aucune catégorie » ou « aucune désignation nécessaire ».

***** Catégorie « DSIDD » (données insuffisantes pour donner une désignation) jusqu'en 1994, puis « indéterminé » de 1994 à 1999. Définition de la catégorie (DI) révisée en 2006.

Environnement Canada | Environment Canada
Service canadien de la faune | Canadian Wildlife Service
Canada

Le Service canadien de la faune d'Environnement Canada assure un appui administratif et financier complet au Secrétariat du COSEPAC.

Rapport de situation du COSEPAC

sur le

Bison des prairies
Bison bison bison

et le

Bison des bois
Bison bison athabascae

au Canada

2013

TABLE DES MATIÈRES

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE 5
Nom et classification 5
Description morphologique 5
Structure spatiale et variabilité des populations 10
Unités désignables 12
Importance de l'espèce 13
RÉPARTITION 17
Aire de répartition d'origine 17
Historique du déclin et des premiers travaux de rétablissement du bison d'Amérique au Canada 19
Aire de répartition actuelle 23
Activités de recherche 27
UNITÉS DE POPULATION ÉVALUÉES PAR LE COSEPAC 28
1) Bison « à l'état sauvage » 28
2) Différenciation géographique ou génétique 39
HABITAT 39
Exigences en matière d'habitat 39
Tendances en matière d'habitat 42
BIOLOGIE 45
Cycle vital et reproduction 45
Relations interspécifiques 46
Physiologie et adaptabilité 48
Dispersion et migration 49
TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS 50
Activités et méthodes d'échantillonnage 50
Abondance et tendances 51
Immigration de source externe 62
MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS 63
Facteurs limitatifs 63
Menaces 64
Localités 77
PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS 78
Statuts et protection juridiques 78
Statuts et classements non juridiques 81
Protection et propriété de l'habitat 81

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS 82
SOURCES D'INFORMATION 85
SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT 111
COLLECTIONS EXAMINÉES 111

Liste des figures

Figure 1. Principales différences morphologiques entre mâles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas). Dessin de Wes Olson. 7
Figure 2. Photos de mâles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas) en été au parc national Elk Island. Remarquez les différences de morphologie et de pelage indiquées à la figure 1. Photos de Wes Olson..... 8
Figure 3. Photos de femelles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas) en été au parc national Elk Island. Photos de Wes Olson. .. 9
Figure 4. Aire de répartition historique (avant la colonisation) du bison des bois et du bison des prairies en Amérique du Nord. Carte adaptée de Gates *et al.* (2010). Les polygones ont été tracés par Keith Aune, de la Wildlife Conservation Society. 14
Figure 5. Historique par décennie des transferts de bisons des prairies constituant les lignées utilisées pour peupler des parcs canadiens de 1860 à 1930. Sources : Coder (1975), Dary (1974), Ogilvie (1979) et Lothian (1981)..... 20
Figure 6. Aire de répartition d'origine (avant la colonisation) approximative du bison des prairies au Canada (ligne tiretée rouge) et aires de répartition des cinq sous-populations abordées dans la présente évaluation. Le polygone hachuré représente l'aire de répartition d'origine du bison des bois. Remarquez que l'aire de répartition de la sous-population de la rivière McCusker (3) se trouve à la périphérie de l'aire d'origine du bison des bois, près de la bordure de celle du bison des prairies. 24
Figure 7. Aire de répartition d'origine (avant la colonisation européenne) approximative du bison des bois au Canada (ligne tiretée rouge) et répartition actuelle des neuf sous-populations évaluées dans le présent rapport. Le polygone hachuré représente l'aire de répartition d'origine approximative du bison des prairies..... 26

Liste des tableaux

Tableau 1. Transferts et établissement depuis les années 1960 des sous-populations sauvages du bison des prairies et du bison des bois qui font l'objet de la présente évaluation. La sous-population du parc national Elk Island (PNEI) était la harde source de bon nombre de hardes. 25
Tableau 2. Situation et tendances des sous-populations du bison des prairies incluses dans l'unité désignable. Voir à la section Taille et tendances des populations les détails sur les méthodes d'inventaire pour chaque sous-population (p. ex. l'effectif représente un dénombrement minimal pour certaines sous-populations) et, le cas échéant, les données sur la structure par âge. 54

Tableau 3. Situation et tendances des sous-populations du bison des bois incluses dans l'unité désignable. La tendance est dégagée par la comparaison entre l'estimation actuelle de l'effectif et la première estimation faite au cours des trois dernières générations (vers 1989). Voir à la section Taille et tendances des populations les détails sur les méthodes d'inventaire pour chaque sous-population (p. ex. l'effectif représente un dénombrement minimal pour certaines sous-populations) et, le cas échéant, les données sur la structure par âge. 60

Liste des annexes

Annexe 1. Résultats du calculateur des menaces pour le bison des prairies 112
Annexe 2. Résultats du calculateur des menaces pour le bison des bois 115

DESCRIPTION ET IMPORTANCE DE L'ESPÈCE SAUVAGE

Nom et classification

Le bison appartient à l'ordre des Artiodactyles, au sous-ordre des Ruminants, à la famille des Bovidés, à la famille des Bovinés, à la tribu des Bovini (bovins sauvages) et au genre *Bison* (Brands, 1989-2005). Le genre *Bison* est représenté par deux espèces existantes, soit le bison d'Europe (*B. bonasus*) et le bison d'Amérique (*B. bison*). Le bison d'Amérique comprend deux sous-espèces : le bison des prairies (*B. b. bison*) et le bison des bois (*B. b. athabascae*) (Wilson et Reeder, 2005).

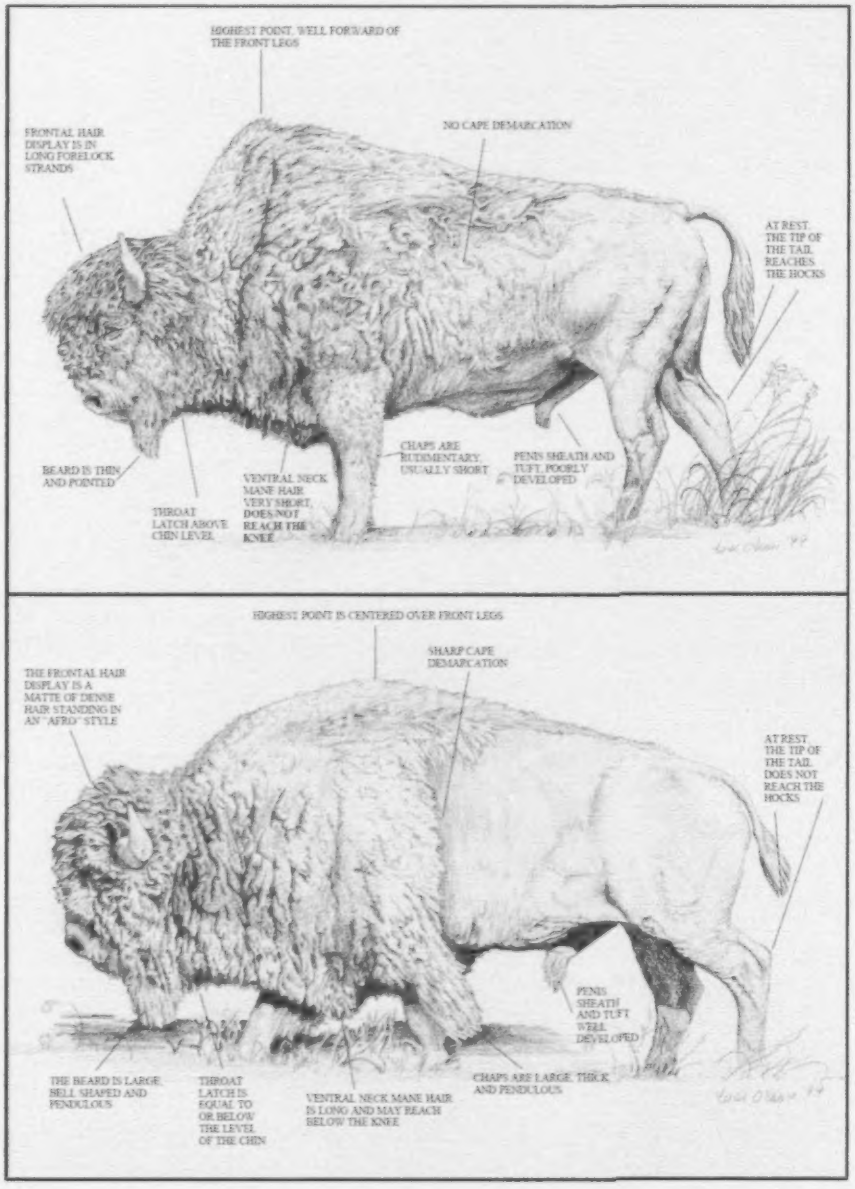
Linné a classé le bison dans le genre *Bos* avec les autres mammifères de type bovin (Linneaus, 1758). Hamilton Smith (selon Griffith *et al.*, 1827) a classé le bison dans le sous-genre *Bison* parce qu'il se distinguait sur le plan morphologique, et Knight (1849) a élevé ce sous-genre au niveau du genre (Skinner et Kaisen, 1947). Linné a distingué deux espèces de bisons, soit le bison d'Europe (*B. bonasus*) et le bison d'Amérique (*B. bison*) (Linnaeus, 1758). Rhoads (1898) considérait le bison des bois (*B. b. athabascae*) comme une sous-espèce du bison d'Amérique distincte du bison des prairies (*B. b. bison*). Le groupe de spécialistes du bison d'Amérique de l'UICN s'est penché sur la taxinomie du bison d'Amérique (Gates *et al.*, 2010) et a maintenu les conventions décrites ci-haut, tout en relevant les controverses entourant les désignations du genre et des sous-espèces (Boyd *et al.*, 2010), controverses qui perdurent (Cronin *et al.*, 2013).

Selon de récentes analyses d'ADN mitochondrial, le nom bison d'Amérique (*Bison bison*) pourrait être un synonyme du bison des steppes (*Bison priscus*; B. Shapiro, University of California Santa Cruz, comm. pers.).'

Description morphologique

Le bison d'Amérique est le plus grand mammifère terrestre d'Amérique du Nord. Il a un corps haut et étroit, et sa hauteur est accentuée par les apophyses verticales (neurépines) des vertèbres thoraciques auxquelles sont fixés les muscles et ligaments formant la bosse. Les mâles se servent sans doute de leur tête massive dans les combats interspécifiques. La tête est bien protégée par une épaisse toison, un cuir épais et des structures osseuses réticulées qui isolent la boîte crânienne du haut de la tête. Les sexes diffèrent par leur taille, les mâles pèsant plus que les femelles (Reynolds *et al.*, 2003). Dans le parc national Elk Island, le poids asymptotique des bisons des bois mâles était de 880 kg, contre 739 kg pour les bisons des prairies mâles, et le poids des femelles matures était aussi plus élevée chez le bison des bois que chez le bison des prairies, soit 540 kg contre 440 kg (Reynolds *et al.*, 2003).

Le bison des prairies et le bison des bois diffèrent par la morphologie du crâne et du squelette (McDonald, 1981; van Zyll de Jong, 1986). Reynolds *et al.* (2003) ont observé chez le bison des prairies une variation géographique continue (clinale) de la taille sur un axe nord-sud, c.-à-d. que les bisons sont plus petits dans l'est et le sud de l'aire de répartition et plus grands dans le nord, ce qui comprend les Prairies canadiennes. Van Zyll de Jong (1986) a observé une discontinuité de la morphologie du squelette entre le bison des prairies et le bison des bois. Les deux sous-espèces se distinguent également par des caractères morphologiques externes (van Zyll de Jong *et al.* 1995) : la pente antérieure et l'angle de la bosse, la position du sommet de la bosse, la teinte et la démarcation de la cape, le pelage sur le haut des jambes avant (jambières), la toison sur la tête, la toison du poitrail et la barbiche (figures 1 à 3). Selon Geist (1991), ces différences sont attribuables à leur environnement. Une étude de van Zyll de Jong *et al.* (1995) a toutefois montré que les caractères ne varient pas selon le lieu géographique et qu'ils seraient donc déterminés génétiquement.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Image du haut

Frontal hair… = La toison sur la tête forme un toupet de longues mèches.

Highest point… = Le point le plus élevé se trouve en avant des pattes antérieures.

No cape… = Aucune démarcation nette de la cape.

At rest… = L'extrémité de la queue au repos atteint les jarrets.

Beard is… = La barbiche est mince et pointue.

Throat latch… = Le creux de la gorge est au-dessus du niveau du menton.

Ventral neck mane… = La toison du poitrail est très courte et n'atteint pas les genoux.

Chaps… = Les jambières sont rudimentaires et habituellement courtes.

Penis sheath… = Le fourreau pénien et sa touffe sont petits.

Image du bas

Frontal hair… = La toison sur la tête est dense et enchevêtrée et ressemble à une coiffure « afro ».

Highest point… = Le point le plus élevé est centré au-dessus des pattes antérieures.

No cape… = Démarcation nette de la cape.

At rest… = L'extrémité de la queue au repos n'atteint pas les jarrets.

Beard is… = La barbiche est large et se balance lorsque le bison se déplace.

Throat latch… = Le creux de la gorge est au niveau du menton ou en dessous.

Ventral neck mane… = La toison du poitrail est longue et peut pendre sous le niveau des genoux.

Chaps… = Les jambières sont grandes, bien fournies et se balancent lorsque le bison se déplace.

Penis sheath… = Le fourreau pénien et sa touffe sont grands.

Figure 1. Principales différences morphologiques entre mâles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas). Dessin de Wes Olson.

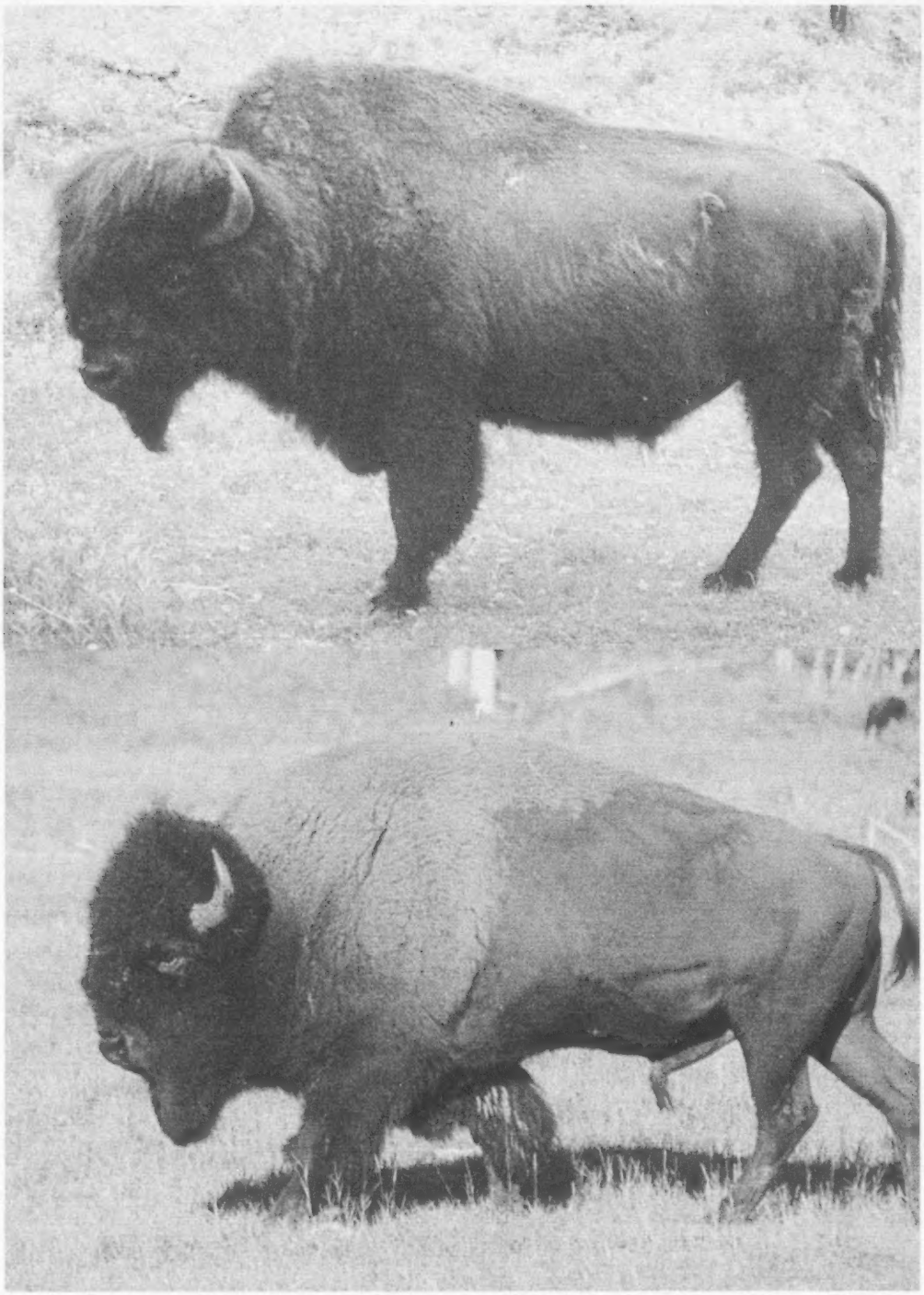


Figure 2. Photos de mâles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas) en été au parc national Elk Island. Remarquez les différences de morphologie et de pelage indiquées à la figure 1. Photos de Wes Olson.

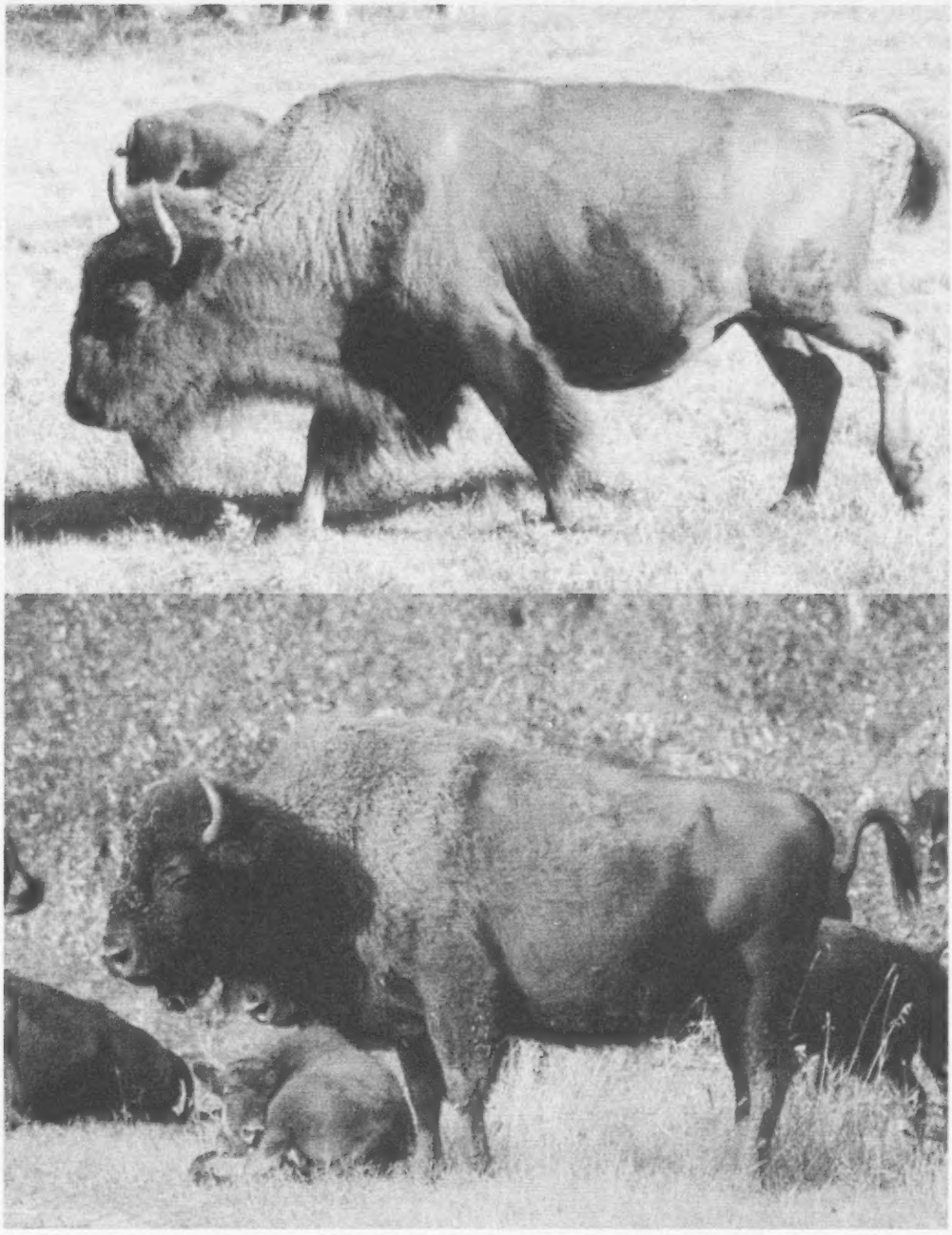


Figure 3. Photos de femelles adultes du bison des bois (en haut) et du bison des prairies (en bas) en été au parc national Elk Island. Photos de Wes Olson.

Structure spatiale et variabilité des populations

En Amérique du Nord, des fossiles indiquent qu'il n'y avait sans doute qu'une seule espèce de bison, soit le bison des steppes (*Bison priscus*), que l'on désigne par divers noms d'espèce ou de sous-espèce en Béringie (Guthrie, 1990). Lors de l'avancée des glaciers, des bisons se sont déplacés vers le sud pour occuper le centre de l'Amérique du Nord (McDonald, 1981). À la fin du Pléistocène, la taille du bison a graduellement diminué (Guthrie, 1980; van Zyll de Jong, 1993). Durant la glaciation du Wisconsin (il y a de 110 000 à 12 000 ans), les populations béringiennes et celles du centre de l'Amérique du Nord ont été séparées lorsque l'inlandsis laurentien s'est étendu dans l'ouest du Canada il y a de 20 000 à 13 000 ans (Burns, 1996; Wilson, 1996). On reconnaît dans les fossiles ces deux lignées génétiques, soit le clade du nord et le clade du sud (Shapiro *et al.*, 2004). À diverses époques, selon l'étendue du couvert de glace, il y a eu alternance entre l'isolement et le mélange des deux clades, mais on ignore l'ampleur de l'isolement entre les deux clades (B. Shapiro, University of California Santa Cruz, comm. pers.). On croit actuellement que le bison d'Amérique appartient au clade du sud et qu'il est distinct du bison de la Béringie apparemment extinct, leur plus récent ancêtre commun vivant il y a de 22 000 à 15 000 ans (Shapiro *et al.*, 2004). Des analyses d'ADN ancien par Shapiro *et al.* (2004) et d'ADN actuel par Wilson *et al.* (2008) appuient l'hypothèse voulant que le bison d'Amérique actuel ne soit issu que du clade du sud, qui était présent au sud de l'inlandsis avant le dernier maximum glaciaire. Toutefois, de récentes populations dans le sud-ouest du Yukon et l'Alaska seraient peut-être issues du clade du nord (G. Zazula, gouvernement du Yukon, comm. pers.). Jusqu'à récemment, on croyait que rien n'indiquait une contribution génétique du bison de la Béringie au génome du bison d'Amérique moderne, mais de nouvelles données montrent une situation complexe et portent à croire que les clades du nord et du sud pourraient descendre et être génétiquement indifférenciables du bison des steppes (B. Shapiro, University of California Santa Cruz, comm. pers.; voir **Nom et classification**).

Les deux formes modernes du bison en Amérique du Nord (bison des prairies et bison des bois) ont divergé comme variantes géographiques il y a environ 5 000 ans (van Zyll de Jong, 1986), le bison des bois constituant la forme la plus récente (Stephenson *et al.*, 2001). La validité des désignations des sous-espèces du bison d'Amérique est controversée (Geist, 1991; Cronin *et al.*, 2013), et les arguments restent peu concluants surtout en raison de la divergence récente des deux formes, de l'absence d'isolement reproductif ainsi que des importants goulots d'étranglement démographiques et événements fondateurs qui se sont produits depuis 150 ans et qui compliquent la situation (voir plus bas).

Les génomes des deux sous-espèces du bison d'Amérique se sont mélangés parce qu'on a transplanté des bisons des prairies dans l'aire de répartition de la population du bison des bois dans les années 1920 (voir **Historique du déclin et des premiers travaux de rétablissement du bison d'Amérique au Canada**). Malgré le mélange, le bison des bois dans le parc national Wood Buffalo et les populations qui en descendent se distinguent du bison des prairies au plan morphologique (van Zyll de

Jong *et al.*, 1995), et, selon les CTA, les bisons du lac Ronald seraient des bisons des bois de race pure (Athabasca Chipewyn First Nation, 2010). En outre, comme les caractères morphologiques distinctifs des deux sous-espèces sont indépendants des conditions du milieu locales (van Zyll de Jong *et al.*, 1995), elles ne constituent pas des écotypes variants, comme le proposait Geist (1991). Wilson et Zittlau (2004) présentent un examen détaillé des résultats d'études morphologiques.

Polziehn *et al.* (1996) ont échantillonné de l'ADN mitochondrial (ADNmt), qui est transmis par la mère, chez neuf populations de bisons, soit des bisons des bois et des bisons des prairies du parc national Wood Buffalo (PNWB) et du parc national Elk Island (PNEI) et six autres populations du bison des prairies. Des 11 haplotypes identifiés, quatre étaient propres au bison des bois, et quatre étaient partagés par les deux sous-espèces, la population du PNWB présentant le plus de variabilité. La présence d'haplotypes propres au bison des bois pourrait appuyer l'inférence selon laquelle les deux sous-espèces divergeaient en raison de leur isolement géographique l'une de l'autre avant l'introduction de bisons des prairies dans le PNWB (Wilson et Zittlau, 2004). Douglas *et al.* (2011) ont séquencé le génome mitochondrial entier de 43 bisons d'Amérique, dont deux bisons des bois du PNEI. Ils ont trouvé deux haplotypes qui étaient propres au bison des bois, mais qui n'étaient pas groupés ensemble dans l'analyse des 16 haplotypes d'ADNmt identifiés. Ces auteurs ont proposé deux explications : soit que le bison des bois n'a jamais constitué une forme génétiquement distincte, soit que les séquences d'ADNmt particulières sont issues de l'introduction de bisons des prairies dans des sous-populations de bisons des bois dans les années 1920. Une autre hypothèse serait que les deux haplotypes en question étaient présents chez le bison des bois avant l'introduction de bisons des prairies.

Bork *et al.* (1991) ont comparé les polymorphismes de longueur des fragments de restriction pour quatre gènes nucléaires chez des bisons des bois et des bisons des prairies du parc national Elk Island. Deux des 28 fragments étaient polymorphes, et leurs fréquences étaient nettement différentes entre les deux sous-espèces. Les résultats cadraient bien avec un isolement géographique récent entre les deux formes, comme l'a suggéré van Zyll de Jong (1986), qui en est arrivé à la même conclusion d'après la discontinuité spatiale de la morphologie du squelette entre les deux formes. Dans une autre étude sur l'ADN nucléaire neutre, Wilson et Strobeck (1999) ont examiné les relations entre 11 populations de bisons à l'aide de marqueurs microsatellites. Bien que toutes les populations étaient uniques, les auteurs ont constaté que les distances génétiques entre les populations du bison des bois et les populations du bison des prairies étaient plus grandes qu'entre les populations au sein de chaque sous-espèce. Les échantillons des sous-populations de bisons des bois du parc national Wood Buffalo, de la réserve de bisons Mackenzie et du parc national étaient génétiquement semblables, ce qui a amené les auteurs à conclure que le bison des bois et le bison des prairies constituent des entités distinctes. De plus, 98,6 % des 370 bisons examinés ont été assignés à leur sous-espèce définie a priori, ce qui indique aussi que les génomes nucléaires du bison des bois et du bison des prairies seraient distincts. Dans une étude subséquente effectuée selon les mêmes méthodes, seuls 4 des 258 (1,55 %) bisons échantillonnés dans les basses terres de la rivière des

Esclaves (une sous-unité de la métapopulation du parc national Wood Buffalo) ont été classés comme des bisons des prairies (Wilson 2001). On a récemment étudié des bisons au moyen de micropuces à polymorphismes mononucléotidiques conçues pour les génomes bovins (p. ex. Decker *et al.*, 2009; Douglas *et al.*, 2011). Pertoldi *et al.* (2010) ont utilisé la micropuce Illumina Bovine SNP50 et ont trouvé une différenciation significative entre le bison des prairies et le bison des bois.

Unités désignables

Le bison des prairies et le bison des bois satisfont aux critères d'unités désignables distinctes et importantes sur le plan évolutionnaire (UD; COSEPAC 2011b), peu importe qu'ils soient classés comme des sous-espèces ou des variantes géographiques.

1) Des données, notamment sur des caractères héréditaires (morphologie squelettale et externe) et des marqueurs génétiques, montrent que les populations du bison des bois et du bison des prairies sont génétiquement distinctes (voir **Structure spatiale et variabilité des populations**).

2) Il existait une disjonction naturelle entre les aires de répartition d'origine du bison des bois et du bison des prairies, de sorte que le déplacement de bisons entre ces régions était limité. Il existe actuellement des possibilités de contact entre des sous-populations du bison des bois et du bison des prairies en liberté dont les aires de répartition sont séparées dans le nord-est de la Colombie-Britannique, et des bisons des prairies en captivité pourraient s'échapper d'élevages commerciaux et se mêler avec des bisons des bois en liberté, mais cela se produiraient hors de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies. Des politiques de gestion limitent la possibilité de déplacement de bisons entre les sous-populations du bison des bois et du bison des prairies en liberté dans le nord-est de la Colombie-Britannique (Harper *et al.*, 2000), et la réglementation provinciale sur l'agriculture pourrait réduire le risque que des bisons s'échappent de troupeaux commerciaux.

3) À l'origine, les populations du bison des bois et du bison des prairies occupaient différentes écorégions. Les conditions du milieu qui diffèrent entre l'aire de répartition du bison des prairies (prairies et forêts-parcs) et celle du bison des bois dans les écorégions boréale et des montagnes du Nord (herbaçaies dispersées dans la forêt boréale) ont sans doute donné lieu à différentes adaptations locales (morphologie héritable et comportement) qui continuent de distinguer les deux formes malgré l'introduction d'un grand nombre de bisons des prairies dans le parc national Wood Buffalo durant les années 1920.

Malgré la divergence récente et l'étroite relation phylogénique du bison des bois et du bison des prairies mises en évidence par des analyses d'ADNmt et d'ADN nucléaire, de nombreux chercheurs conviennent qu'il existe suffisamment de différences moléculaires entre les deux formes pour justifier qu'on les considère comme des unités de conservation distinctes (p. ex. Wilson et Strobeck, 1999; Douglas *et al.*, 2011; voir **Structure spatiale et variabilité des populations**). Cette division phylogénique est corroborée au plan phénotypique par des dépositaires de CTA, notamment dans le territoire traditionnel des Chipewyns de l'Athabasca (Athabasca Chipewyn First Nation, 2010).

Malgré le débat qui se poursuit à savoir si ces entités constituent des sous-espèces (p. ex. Cronin *et al.*, 2013), les différences morphologiques et écologiques entre les deux, tant avant (van Zyll de Jong, 1986) qu'après le mélange entre le bison des bois et le bison des prairies dans le parc national Parc national Wood Buffalo (van Zyll de Jong *et al.*, 1995), étayent également la conclusion selon laquelle il s'agit d'unités géographiquement distinctes.

Importance de l'espèce

Importance écologique

Le bison d'Amérique est actuellement le plus grand herbivore de l'Amérique du Nord. Son aire de répartition d'origine s'étendait des prairies arides du nord du Mexique (List *et al.*, 2007) jusqu'aux herbaçaies boréales de l'intérieur de l'Alaska (Stephenson *et al.*, 2001; figure 4). Le bison a été décrit comme une espèce fondamentale (Freese *et al.* 2007), une espèce clé (Knopf, 1996) et un transformateur du paysage (Centre for Indigenous Environmental Resources Inc., 2008). Le bison est une espèce interactive, c.-à-d. que son absence virtuelle ou effective entraîne d'importantes modifications de certains éléments de l'écosystème (Soule *et al.*, 2003 : 1239). Le bison était l'herbivore dominant dans les Prairies canadiennes avant l'arrivée des colons européens (Kay *et al.*, 1999; Bush et Rowell, 2000; White *et al.*, 2001; Epp et Dyck, 2002; Langemann, 2004).

Veuillez voir la traduction française ci-dessous :
Kilometres = kilomètres
Historical Distribution = Répartition historic

Figure 4. Aire de répartition historique (avant la colonisation) du bison des bois et du bison des prairies en Amérique du Nord. Carte adaptée de Gates *et al.* (2010). Les polygones ont été tracés par Keith Aune, de la Wildlife Conservation Society.

L'activité de broutage du bison et les feux créent des groupements de végétation hétérogènes (Knapp *et al.*, 1999; Coppedge et Shaw, 1998; Fuhlendorf *et al.*, 2009) qui varient par leur niveau de maturité et leur qualité nutritionnelle (Coppock *et al.*, 1983a,b; Krueger, 1986). Le broutage change la composition en espèces végétales (Fahnestock et Knapp, 1993; Damhoureyeh et Hartnett, 1997) et la structure horizontale et verticale de la végétation (Coppock et Detling, 1986; Virchow et Hyngstrom, 2002) en modifiant la pénétration de la lumière, l'humidité du sol et le recyclage des nutriments (Day et Detling, 1990; Frank, 1998, 2000; Frank et McNaughton, 1993; Frank et Evans, 1997). Le bison crée des creux dans le sol en le grattant et en se vautrant dans le sol ainsi exposé (Polley et Collins, 1984). La composition et la structure de la végétation, la texture du sol, l'humidité du sol, la disponibilité de phosphore et le pH dans les creux diffèrent de ce qu'ils sont autour où le sol n'a pas été perturbé, ce qui accroît l'hétérogénéité des prairies (Polley et Collins, 1984; Hartnett *et al.*, 1997) et favorise l'établissement d'espèces végétales colonisatrices. Selon Fox *et al.* (2012), le piétinement de dunes par le bison aurait contribué à une cascade d'effets géomorphologiques favorisant des espèces associées à des dunes actives, y compris plusieurs espèces actuellement en péril.

L'activité de broutage du bison participe à la dispersion des semences lorsque celles-ci se fixent temporairement à son pelage (Berthoud 1892; Rosas *et al.* 2008) ou qu'elles passent intactes dans le tube digestif (Gokbulak, 2002). Le broutage et le piétinement du bison influent sur l'abondance et la répartition d'un certain nombre d'espèces (Bragg, 1940; England et deVoss, 1969; Knapp *et al.*, 1999; Rosas *et al.*, 2005, Jonas and Joern 2007). Le bison est une proie importante du loup (*Canis lupus*) lorsque les autres proies se font rares (Carbyn et Trottier, 1987, 1988; Larter *et al.*, 1994; Joly et Messier, 2004a,b; Smith *et al.*, 2000; Gates *et al.*, 2005), et les carcasses de bisons tués par des loups nourrissent toutes sortes de charognards (voir **Relations interspécifiques**).

Importance culturelle et économique

Le bison d'Amérique est très intéressant sur les plans paléontologique, paléoécologique et archéologique. Peu d'espèces ont autant façonné les premières cultures et la politique historique d'un continent. L'humain et le bison partagent une histoire commune depuis les premiers occupants humains de la Béringie. Il existe énormément de documentation sur les relations entre l'humain et le bison (voir les synthèses de Frison [1991], Isenberg [2000], Stephenson *et al.* [2001] et Potter *et al.* [2010]).

Le bison a joué un rôle important dans l'économie de subsistance des premiers colonisateurs de l'hémisphère occidental (Potter *et al.*, 2010). Il y a 10 000 ans, des humains chassaient le bison en lançant des projectiles au moyen d'*atlatls*, puis d'arcs. Ils amélioraient leur efficacité de chasse en pourchassent de petits groupes de bisons dans des pièges naturels (*arroyos*, bourbiers, sable) ou artificiels (Reeves, 1978; Frison, 1991; Barsh et Marlor, 2003).

Tout au long de l'Holocène, jusqu'à il y a environ 150 ans, le bison constituait la nourriture préférée et la plus profitable pour des nombreux peuples autochtones. C'était particulièrement vrai dans les grandes plaines de l'Amérique du Nord où le bison fournissait la nourriture de base, les vêtements, l'abri et le matériau pour fabriquer des outils (Geist, 1996; Roe, 1970). Le bison constituait un élément central des traditions orales, des rituels, des danses et des cérémonies de ces peuples (Wissler, 1927) et il demeure un symbole important dans les traditions culturelles de nombreux peuples autochtones et métis. La raréfaction du bison des prairies sur une période bien documentée d'environ 40 ans a mis fin à la chasse communale autochtone au bison au Canada en 1879 (Foster, 1992; Flores, 1996; Isenberg, 2000; TM-SPHA, 2008).

Les conceptions que les Autochtones contemporains se font du bison sont largement historiques plutôt qu'acquises et vérifiées par expérience directe (Barsh et Marlor, 2003; COSEWIC, 2012). Certains groupes autochtones montrent un regain d'intérêt pour le bison afin de maintenir ou de renforcer leurs liens spirituels et culturels avec cette espèce, alors que d'autres s'intéressent au potentiel commercial du bison qui est le plus important (Potter *et al.*, 2010). Les Autochtones citent l'utilisation pragmatique du bison comme nourriture, la relation entre le contrôle local de la production alimentaire et les terres, la sécurité alimentaire, la souveraineté tribale et la réduction de la dépendance à l'égard de sources externes de nourriture et d'autres produits comme d'autres raisons importantes pour élever ou rétablir le bison (Potter *et al.*, 2010; COSEWIC, 2012).

La conservation et le rétablissement du bison sauvage préoccupent plusieurs communautés autochtones au Canada (COSEWIC, 2012). Certaines communautés se sont plaintes aux gouvernements du Yukon, de la Colombie-Britannique et des Territoires du Nord-Ouest que des bisons entraient dans leurs villages, entraient en collision avec des véhicules, endommageaient leurs parcours de piégeage et leurs pièges, piétinaient des zones de baies sauvages et faisaient concurrence à d'importantes espèces alimentaires et aux chevaux paissant dans l'habitat du bison, et que leurs membres craignaient de rencontrer un bison sur le terrain. Par exemple, le gouvernement d'une Première nation de la Colombie-Britannique demande pour plusieurs de ces raisons l'élimination d'une sous-population dans son territoire traditionnel (COSEWIC, 2012). Par contre, dans le sud-ouest du Yukon, les préoccupations décrites dans le plan de gestion du bison des bois de 1998 (Yukon Department of Renewable Resources, 1998) auraient quelque peu diminué en raison de l'ouverture d'une chasse au bison. Le bison constitue une ressource de plus en plus valorisée, et on tolère sa présence un peu plus qu'auparavant.

Le bison procure un certain nombre d'avantages aux collectivités locales. On le chasse en Saskatchewan, en Alberta, en Colombie-Britannique, dans les T.N.-O. et au Yukon. Dans les T.N.-O., la chasse de subsistance au bison réduit la dépendance aux aliments du commerce et contribue à une saine alimentation (NWT Environment and Natural Resources, 2010). Des entreprises privées offrent des services de guide et de pourvoirie pour la chasse au bison en Alberta, en Colombie-Britannique, dans les T.N.-O. et au Yukon. Certaines entreprises dans les T.N.-O. et au Yukon offrent des visites guidées pour observer des bisons. Des entreprises fabriquant de l'artisanat local à partir de matériaux tirés du bison se sont développées dans certaines collectivités.

Au début des années 1980, le parc national Elk Island, tout comme certains parcs aux États-Unis, a commencé à vendre régulièrement des bisons excédentaires à des producteurs agricoles. L'élevage commercial de bisons par des entreprises privées a beaucoup augmenté depuis 1980 (Renecker *et al.*, 1989; Freese *et al.*, 2007).

RÉPARTITION

Aire de répartition d'origine

Avant l'arrivée des Européens, l'aire de répartition du bison d'Amérique s'étendait des prairies arides du nord du Mexique (List *et al.*, 2007) jusqu'à l'intérieur de l'Alaska (Stephenson *et al.*, 2001), de la Nouvelle-Angleterre jusqu'à la Floride dans l'est et vers l'ouest jusqu'au Nevada et dans certaines parties du Grand Bassin des États-Unis (figure 4). Sanderson *et al.* (2008) ont estimé que l'aire de répartition d'origine du bison d'Amérique (figure 4) couvrait 8,96 millions de km^2, soit plus que pour tout autre ongulé indigène de l'Amérique du Nord. Le bison d'Amérique, y compris les troupeaux commerciaux, occupe actuellement moins de 1 % de son aire de répartition historique (vers l'an 1500; Sanderson *et al.*, 2008).

Bison des bois

D'après des vestiges matériels et des connaissances traditionnelles autochtones, le bison des bois occupait jusqu'à il y a environ 200 ans une petite région de l'ouest de la Saskatchewan, une bonne partie du nord de l'Alberta, le nord-est de la Colombie-Britannique, l'ouest des Territoires du Nord-Ouest, leYukon et une bonne partie de l'Alaska (van Zyll de Jong, 1986; Stephenson *et al.*, 2001; Farnell *et al.*, 2004; Heffner, 2008; figure 4). Selon les données cartographiées présentées par Sanderson *et al.* (2008), l'aire de répartition d'origine du bison des bois couvrait 2 524 000 km^2, dont environ 79 % au Canada (1 993 960 km^2) et 21 % en Alaska.

Bison des prairies

La limite entre l'aire de répartition d'origine du bison des bois et celle du bison des prairies correspond approximativement à l'interface entre la forêt boréale et les forêts-parcs en Alberta (figure 4). Cette démarcation a été établie par van Zyll de Jong (1986) qui a découvert une discontinuité dans la taille et la forme du crâne de squelettes de bisons récents et subfossilisés trouvés au nord et au sud de cette ligne. Comme des bisons des plaines se déplaçaient dans la zone de forêt-parc l'hiver (Campbell *et al.*, 1994), il était possible que le bison des bois et le bison des prairies fussent sympatriques dans cette région. Toutefois, ces bisons des prairies se déplaçaient vers le sud au printemps, avant le rut, ce qui réduisait les possibilités de croisement entre les deux sous-espèces (van Zyll de Jong *et al.*1995).

L'aire de répartition d'origine du bison des prairies s'étendait de la zone de transition entre les forêts-parcs et la forêt boréale dans les provinces des Prairies jusqu'aux steppes arbustives et prairies arides du nord du Mexique (figure 4). Il était présent depuis la Nouvelle-Angleterre jusqu'en Floride dans l'est et jusqu'à la ligne de partage des eaux dans l'ouest. Il était le plus abondant dans les prairies des grandes plaines (Isenberg, 2000). Au Canada, il était abondant dans les prairies et les forêts-parcs provinces des Prairies, où la plupart des hardes passaient l'été dans les prairies et migraient pour passer l'automne et l'hiver dans des forêts-parcs et des vallées intermontagneuses de l'Alberta (Campbell *et al.*, 1994; White *et al.*, 2001), tandis que d'autres résidaient peut-être toute l'année dans les prairies (Epp, 1988). La superficie totale de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies, calculée à partie des données cartographiées présentées par Sanderson *et al.* (2008), se chiffrait à 6 965 000 km^2, dont environ 86 % aux États-Unis, 11 % (752 363 km^2) au Canada et 3 % au Mexique.

Historique du déclin et des premiers travaux de rétablissement du bison d'Amérique au Canada

Bison des prairies

Les données historiques et archéologiques montrent que le bison des prairies était extrêmement abondant dans les prairies des grandes plaines de l'Ouest (Malainey et Sherriff, 1996; Shaw et Lee, 1997). Les explorateurs, colons et chasseurs euroaméricains ont décrit d'énormes troupeaux de bisons des prairies; les estimations de la population historique ont varié de 15 à 100 millions (Dary, 1974; Shaw, 1995). Dans les années 1890, le naturaliste Ernest Thompson Seton a estimé le nombre de bisons des prairies avant l'arrivée des Européens à 60 millions, chiffre le plus largement reconnu (Dary, 1974; McHugh, 1972; Roe, 1970). Shaw (1995) a revu cette estimation à la baisse, à 30 millions. Le bison des prairies a été rapidement décimé de 1840 à 1880 au Canada et aux États-Unis surtout en raison de la chasse commerciale pour sa viande et sa peau (Hornaday, 1889; Isenberg, 2000). Au Canada, la demande commerciale pour les peaux et les besoins de subsistance de peuples autochtones et métis ont mené à sa disparition (Roe, 1970). L'inefficacité des lois sur la conservation de la faune a permis la rapide disparition du bison des prairies au Canada (Hewitt, 1919). Selon Hornaday (1889), il ne restait que huit individus au pays en 1888, et, selon Coder (1975) et Roe (1970), le bison des prairies serait disparu du pays dans les deux années suivantes.

L'historique des translocations de quelques bisons des prairies pour établir de nouvelles populations est important pour comprendre les possibles effets de goulot d'étranglement et effets fondateurs sur leur diversité génétique et les hardes sources des populations sauvages du bison des prairies au Canada (Figure 5). À l'exception d'une population sauvage qui a survécu dans le parc national Yellowstone (23 individus; Meagher, 1973), toutes les autres sous-populations actuelles tirent leur origine d'environ 116 bisons capturés par quelques particuliers. Cinq hardes ont joué un rôle clé dans l'établissement de ces sous-populations en Amérique du Nord (Coder, 1975). Les 81 ancêtres fondateurs de tous les bisons des prairies sur les terres publiques du Canada ont été capturés à trois endroits (Dary, 1974; Coder, 1975; Ogilvie, 1979; Neufeld, 1992). Gates (sous presse) présente l'historique de ces individus en relation avec l'établissement des sous-populations au Canada.

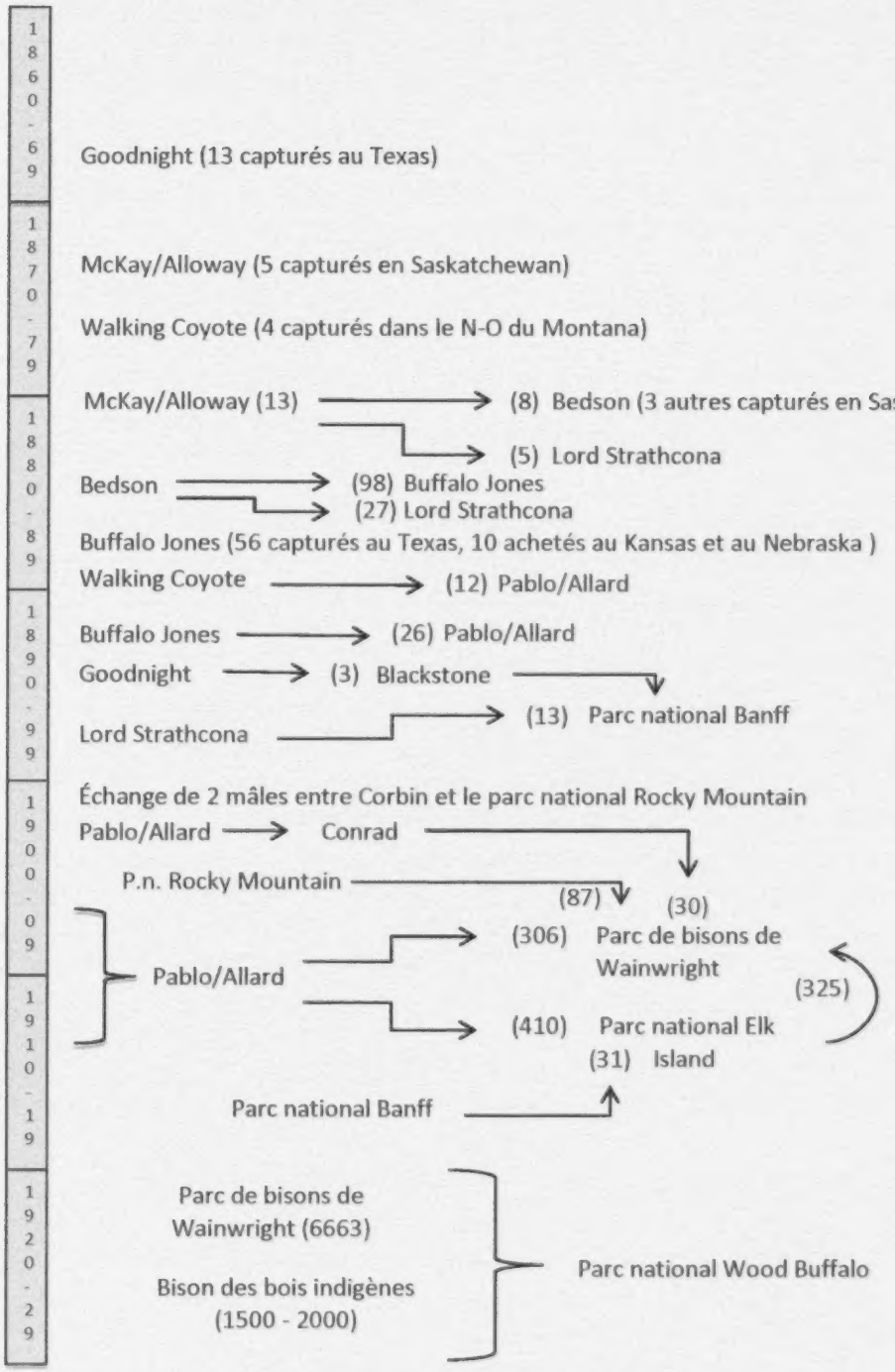


Figure 5. Historique par décennie des transferts de bisons des prairies constituant les lignées utilisées pour peupler des parcs canadiens de 1860 à 1930. Sources : Coder (1975), Dary (1974), Ogilvie (1979) et Lothian (1981).

Bison des bois

Le bison des bois était beaucoup moins abondant que le bison des prairies, et son aire de répartition était plus fragmentée en raison de la rareté relative et de la répartition de ses pâturages préférés au sein de la vaste forêt boréale (Gates *et al.*, 1992; Larter *et al.*, 2000, Gates *et al.*, 2001a). Soper (1941) a estimé de façon très approximative la population du bison des bois en 1800 à 168 000 en extrapolant à partir de son effectif et de sa répartition dans le parc national Wood Buffalo dans les années 1930. Cette estimation ne tenait pas compte de la variabilité régionale de la disponibilité d'habitat et s'appliquait à une aire de répartition plus restreinte que ce qui a été documenté plus tard par Stephenson *et al.* (2001). Soper (1941) a donc peut-être sous-estimé l'abondance historique du bison des bois.

Le bison des bois était largement réparti en Alaska et au Yukon jusqu'à l'Holocène tardif. Selon la tradition orale, le bison des bois a persisté en petits nombres en Alaska et au Yukon jusqu'au début du XX^{e} siècle (Lotenberg, 1996; Stephenson *et al.*, 2001).

Ailleurs au Canada, la forte exploitation du bison des bois dans le cadre du commerce des fourrures a joué un rôle important dans son déclin (Gates *et al.*, 1992); la modification de ses habitats (pertes de prairies boréales) et des hivers rigoureux y ont aussi contribué (Soper, 1941; Stephenson *et al.*, 2001). Il a été presque exterminé dans son aire de répartition à la fin du XIX^{e} siècle, en même temps que le bison des prairies subissait le même sort (Raup, 1933). En 1888, Schultz (1888) a estimé que la population totale du bison des bois comptait entre 500 et 600 individus. En 1891, il n'en restait que 300 dans le territoire sauvage se trouvant entre le Grand lac des Esclaves et le delta des rivières de la Paix et Athabasca (Ogilvie, 1893). La population a atteint un minimum estimé à environ 250 individus en 1896-1900 (Soper, 1941). Après 1900, on observait à l'occasion des bisons des bois dans leur aire de répartition au Canada, mais en nombres négligeables sauf dans les basses terres de la rivière des Esclaves et la région des rivières de la Paix et Athabasca.

Une des dernières mentions du bison dans le nord-est de la Colombie-Britannique remonte à 1906 (MacGregor, 1952, cité par Gates *et al.*, 1992). Le dernier bison des bois observé en Colombie-Britannique a été abattu à Lower Post en 1939 (Clarke, 1945, cité par Lotenberg 1996). Une petite harde a été observée au ruisseau Grainger, près de Nahanni Butte (T.N.-O.) en 1919 (Gates *et al.*, 1992). Il s'agit de la dernière mention du bison dans les T.N.-O. hors de la région du parc national Wood Buffalo.

Grâce à une meilleure protection, la population du bison des bois a lentement augmenté, atteignant environ 500 individus en 1914 (Banfield et Novakowski, 1960). Le parc national Wood Buffalo a été créé en 1922 afin d'empêcher la disparition du bison des bois et de protéger son habitat (Soper, 1941; Lothian, 1981). On estimait alors que sa population totale était de 1 500 à 2 000 individus (Siebert, 1925; Soper, 1941).

De 1925 à 1928, on a transporté 6 673 jeunes bisons des prairies « excédentaires » de la harde du parc Buffalo de Wainwright, situé dans le centre-ouest de l'Alberta, au parc national Wood Buffalo, qui comptait de 1 500 à 2 000 bisons des bois résidents en 1922 (Lothian, 1981). Bien qu'on ignore combien d'individus ont survécu au transfert (Bradley et Wilmhurst, 2005), cette introduction de bisons des prairies dans l'habitat du bison des bois a donné lieu à des croisements entre les deux sous-espèces (voir Structure spatiale et variabilité des populations), et la population mélangée qui en a résulté a constitué la harde source de tous les bisons des bois actuels. Toutefois, certains dépositaires de CTA croient que les bisons du lac Ronald et de la rivière Firebag sont de purs bisons des bois qui ne proviennent pas de cette population mélangée (Athabasca Chipewyn First Nation, 2010).

L'introduction de bisons des prairies dans l'aire de répartition du bison des bois a été décriée par l'American Society of Mammalogists (Howell, 1925) et d'autres biologistes, qui croyaient que l'hybridation des deux sous-espèces mènerait à la disparition du bison des bois et que la population serait infectée par la tuberculose que l'on savait être présente dans la harde de Wainwright (Harper, 1925; Saunders, 1925). Après l'introduction de bisons des prairies, le nombre de bisons dans le parc national Wood Buffalo a grimpé pour atteindre un effectif estimé à 12 000 individus en 1934 (Soper, 1941). Raup (1933) estimait que le bison des bois disparaissait rapidement « en tant que race », mais qu'il en existait encore une harde nordique intacte. Banfield and Novakowski (1960) ont déterminé que cinq spécimens prélevés en 1959 dans une harde d'environ 200 individus près de la rivière Nyarling étaient représentatifs du bison des bois au plan morphologique. L'appartenance taxinomique du bison ailleurs dans la région n'a pas été étudiée avant les années 1990 (van Zyll de Jong *et al.*, 1995; Wilson et Strobeck, 1999).

En 1963 et en 1965, on a capturé des bisons dans la région du lac Needle et de la rivière Nyarling dans le nord-ouest du parc national Wood Buffalo afin d'établir un troupeau d'élevage en captivité à partir d'individus que l'on croyait être exempts introgression de gènes du bison des prairies. Wilson et Strobeck (1999) ont cependant obtenu des données génétiques prouvant que cette présomption était erronée. Les bisons capturés en 1963 et en 1965 sont les ancêtres de toutes les sous-populations du bison des bois à l'extérieur de la région du parc national Wood Buffalo.

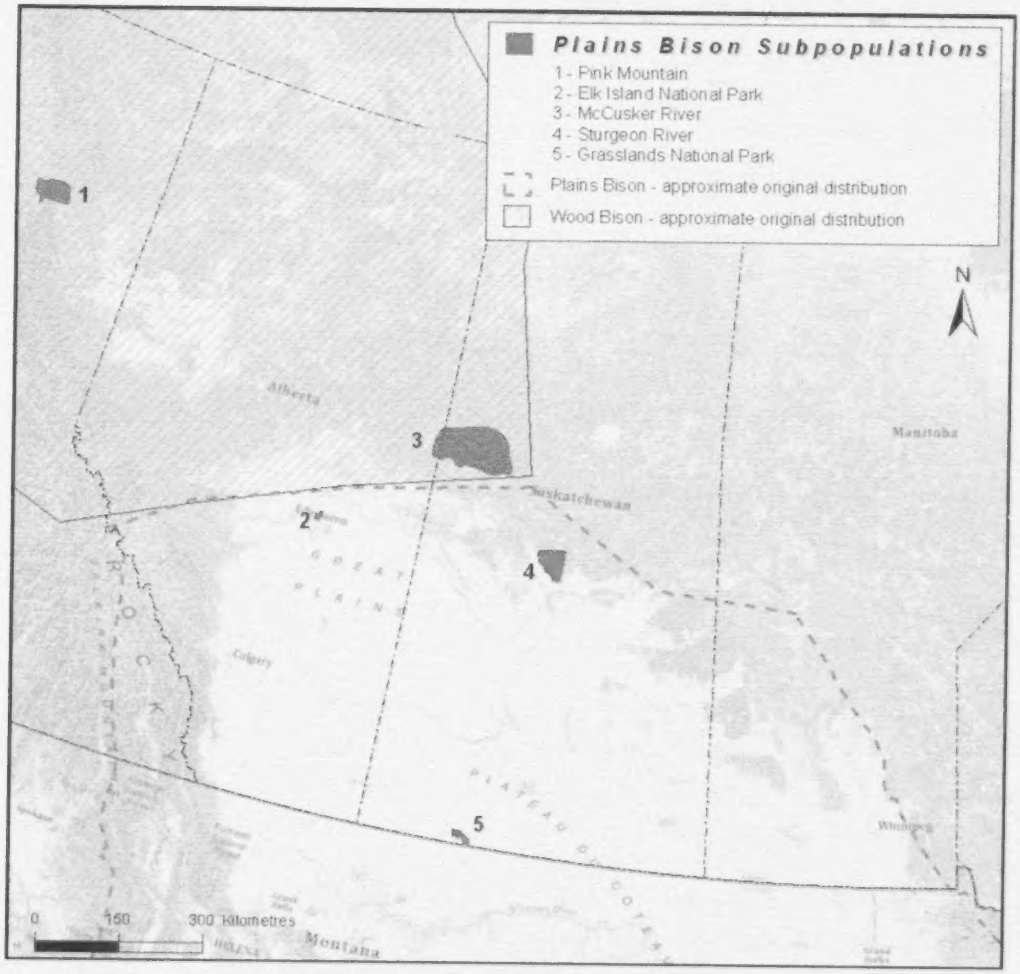
Aire de répartition actuelle

Actuellement en Amérique du Nord, moins de 20 000 (environ 4 %) des quelque 500 000 bisons des prairies constituent des unités de sous-populations gérées principalement à des fins de conservation (Boyd, 2003). Ce nombre a peu changé depuis 1930 même si le nombre de sous-populations a augmenté avec le temps (Freese *et al.*, 2007). Gates et Ellison (2010) ont recensé 62 « hardes de conservation » sur le continent, dont 87 % se trouvent dans l'aire de répartition d'origine du bison des prairies, y compris quelques hardes d'exposition. Il existe 49 hardes de conservation dans 19 États américains et une dans l'État du Chihuahua, au Mexique. La plupart sont petites (moins de 400 individus), et la plus grande harde aux États-Unis se trouve dans la région de Yellowstone. La plupart des bisons de bois se trouvent au Canada (voir plus loin); il n'existe qu'un troupeau en captivité en Alaska et deux dans la République de Sakha (Yakoutie), en Russie.

La présente évaluation porte sur cinq et neuf sous-populations « sauvages » canadiennes (voir **Unités de population qui seront évaluées par le COSEPAC)** au sein des unités désignables du bison des prairies et du bison des bois, respectivement (voir **Unités désignables**).

Bison des prairies

Au Canada, il existe cinq sous-populations du bison des prairies qui sont considérées comme sauvages (figure 6). Le tableau 1 présente des détails sur l'établissement des sous-populations et les hardes sources dont elles sont issues.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Plains bison subpop... = Sous-populations du bison des prairies

1 - Pink Mountain

2 - Parc national Elk Island

3 - Rivière McCusker

4 - Rivière Sturgeon

5 - Parc national des Prairies

Plains Bison – approximate.... = Aire de répartition d'origine approximative du bison des prairies

Wood Bison – approximate.... = Aire de répartition d'origine approximative du bison des bois

Figure 6. Aire de répartition d'origine (avant la colonisation) approximative du bison des prairies au Canada (ligne tiretée rouge) et aires de répartition des cinq sous-populations abordées dans la présente évaluation. Le polygone hachuré représente l'aire de répartition d'origine du bison des bois. Remarquez que l'aire de répartition de la sous-population de la rivière McCusker (3) se trouve à la périphérie de l'aire d'origine du bison des bois, près de la bordure de celle du bison des prairies.

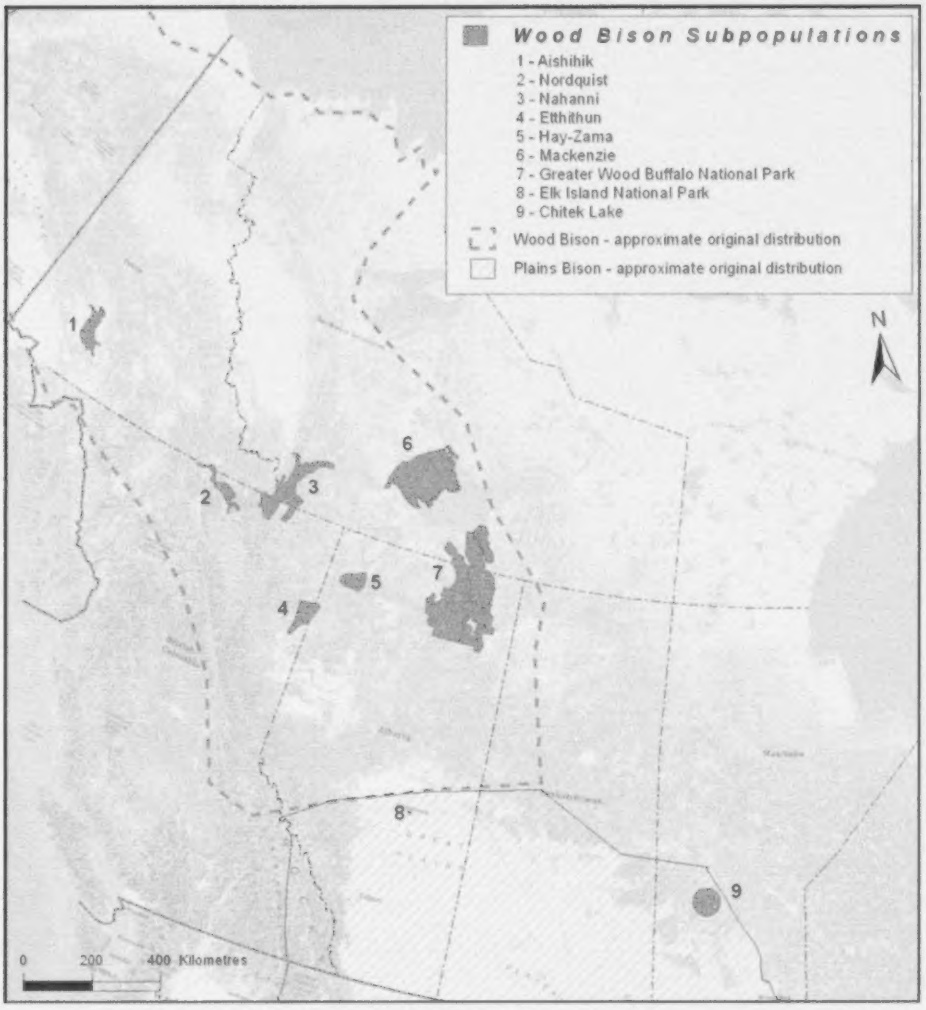
Tableau 1. Transferts et établissement depuis les années 1960 des sous-populations sauvages du bison des prairies et du bison des bois qui font l'objet de la présente évaluation. La sous-population du parc national Elk Island (PNEI) était la harde source de bon nombre de hardes.

UD	SOUS-POPULATION	SOURCE	ANNÉE	NOMBRE
Bison des prairies	Rivière Sturgeon (Sask.)	EINP, puis Big River (Sask.)	1969	10-22
Bison des prairies	Rivière McCusker (Sask.)	EINP, puis Big River (Sask.)	1969	17
Bison des prairies	Pink Mountain (C.-B.)	PNEI	1971	48
Bison des prairies	Parc national des Prairies (Sask.)	PNEI	2005	71
Bison des bois	Mackenzie (T.N.-O.)	Parc national Wood Buffalo (PNWB)	1963	18
Bison des bois	Parc national Elk Island (PNEI) (Alb.)	PNWB	1965	11
		PNWB	1968	2
Bison des bois	Nahanni (T.N.-O.)	PNEI	1981	28
		Moose Jaw Wild Animal Park (Sask.) (originellement du PNEI)	1989	12
		PNEI	1998	59
Bison des bois	Hay-Zama (Alb.)	PNEI	1984	29
Bison des bois	Lac Chitek (Man.)	Waterhen Wood Ranch (originellement du PNEI)	1991	13
		Waterhen Wood Ranch	1993	9
Bison des bois	Lac Aishihik (Yukon)	PNEI	1986	34
		Moose Jaw Wild Animal Park	1989	10
		PNEI	1990	50
		PNEI et zoo de Toronto	1992	48
Bison des bois	Nordquist (C.-B.)	PNEI	1995	49
		PNEI	1999	19
Bison des bois	Lac Etthithun (C.-B.)	PNEI	2000	24

La zone d'occurrence du bison des prairies couvre environ 397 338 km^2, y compris de vastes étendues de milieux non propices et non occupés. L'IZO, soit la partie de la zone d'occurrence qui est occupée par le bison des prairies, couvre environ 14 764 km^2 (superficie calculée sur une grille à carrés de 2 km de côté), ce qui représente environ 2 % de l'aire de répartition d'origine au Canada. La zone d'occurrence et l'IZO ont augmenté depuis la dernière évaluation en raison de l'ajout d'une nouvelle sous-population qui occupe une zone clôturée dans le sud de la Saskatchewan et qui est gérée par Parcs Canada (sous-population du parc national des Prairies - 2005). Trois des cinq sous-populations du bison des prairies considérées comme des composantes de l'UD (voir **Unités désignables**) se trouvent dans la région écologique boréale du COSEPAC, et les deux autres se trouvent dans la région des Prairies.

Bison des bois

Neuf sous-populations du bison des bois au Canada sont considérées comme sauvages (figure 7). Comme toutes les hardes de bisons des bois à l'extérieur du Canada (en Alaska et en Russie) sont en captivité, le Canada abrite 100 % de la population mondiale du bison des bois sauvage. Le tableau 1 présente des détails sur l'établissement et l'origine des hardes sources. Le tableau 1 présente des détails sur l'établissement des sous-populations et les hardes sources dont elles sont issues.



Veuillez voir la traduction française ci-dessous :

Plains bison subpop... = Sous-populations du bison des bois

1 - Aishihik

2 - Nordquist

3 - Nahanni

4 - Etthithum

5 - Hay-Zama

6 - Mackenzie

7 - Région du parc national Wood Buffalo

8 - Parc national Elk Island

9 - Lac Chitek

Wood Bison – approximate.... = Aire de répartition d'origine approximative du bison des bois

Plains Bison – approximate.... = Aire de répartition d'origine approximative du bison des prairies

Figure 7. Aire de répartition d'origine (avant la colonisation européenne) approximative du bison des bois au Canada (ligne tiretée rouge) et répartition actuelle des neuf sous-populations évaluées dans le présent rapport. Le polygone hachuré représente l'aire de répartition d'origine approximative du bison des prairies.

Toutes les sous-populations actuelles du bison des bois tirent leur origine ancestrale du bison du parc national Wood Buffalo (tableau 1). Le bison des bois était jadis réparti dans l'écorégion boréale et l'écorégion des montagnes du nord du COSEPAC, et il était sans doute plus abondant dans cette dernière région (Soper, 1941). Grâce à des mesures de conservation concertées, il existe actuellement des sous-populations du bison des bois représentatives dans ces deux écorégions, la plupart dans l'écorégion boréale. Les zones d'exclusion du bison pour prévenir la propagation de la brucellose et de la tuberculose (Harper *et al.*, 2000; Gates *et al.*, 2001a; Nishi, 2010; Government of Alberta, 2011) à partir de la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo, la présence de bisons des prairies hors de leur aire de répartition (sous-population de Pink Mountain; Harper *et al.*, 2000) et leur faible acceptabilité sociale (Decker et Purdy, 1988; Carpenter *et al.*, 2000) restreignent gravement les possibilités d'expansion des sous-populations (p. ex. la sous-population d'Aishihik [Government of Yukon, 2012]) et l'établissement de nouvelles sous-populations dans l'aire de répartition d'origine (Gates *et al.*, 2001a). Toutes les sous-populations font ou ont fait l'objet de mesures de gestion visant à décourager leur expansion dans des zones que l'on veut garder exemptes de bisons. En fait, ces limitations font en sorte qu'il y a peu de territoire disponible pour rétablir le bison des bois dans les 94,7 % de l'aire d'origine qui restent inoccupés.

La zone d'occurrence du bison des bois couvre environ 1 144 329 km^2, ce qui comprend une vaste région hors de son aire de répartition d'origine et des milieux non occupés ou non propices. L'IZO (habitat occupé) est beaucoup plus petite, ne couvrant qu'environ 120 528 km^2, valeur calculée d'après une grille à carrés de 2 km de côté (J. Wu, Environnement Canada, comm. pers.), ce qui environ 6 % de l' aire de répartition d'origine. La zone d'occurrence a été agrandie depuis la dernière évaluation par l'établissement d'une nouvelle sous-population sauvage en 2002 dans le nord-est de la Colombie-Britannique (sous-population du lac Etthithun), dans le cadre des travaux de rétablissement du bison des bois (Thiessen, 2010).

Activités de recherche

Comme le bison d'Amérique ne passe pas inaperçu dans le paysage, sa répartition est bien définie. Sa grande taille, sa propension à former de grands groupes, particulièrement durant le rut et le vêlage, et sa préférence pour les milieux ouverts le rend très visible. Les inventaires périodiques des populations (voir **Activités et méthodes d'échantillonnage**), la fréquentation du territoire par les Autochtones, d'autres résidants et des voyageurs, ainsi que la circulation aérienne, offrent de nombreuses possibilités de localiser d'éventuelles sous-populations inconnues. La probabilité qu'il existe des sous-populations inconnues du bison d'Amérique sauvage au Canada est donc négligeable.

UNITÉS DE POPULATION ÉVALUÉES PAR LE COSEPAC

Tous les bisons des bois et bisons des prairies existants font partie d'unités de population qui sont ou ont été soumises à diverses interventions humaines. Il faut donc préciser comment on détermine quelles unités (sous-populations) font partie de chaque UD pour l'évaluation quantitative visant à en déterminer la situation (COSEPAC, 2010a). Selon la LEP et le COSEPAC, une « espèce sauvage » est constituée de populations 1) qui fonctionnent, sur les plans écologique et évolutionnaire, de façon à maintenir leur état sauvage à long terme et 2) qui sont génétiquement ou géographiquement distinctes de populations gérées à des fins autres que la conservation (COSEPAC, 2010b).

1) Bison « à l'état sauvage »

Les lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées (COSEPAC, 2010a) abordent quatre types de populations, soit les populations introduites ou réintroduites, les populations hybrides, les populations augmentées et les populations en captivité. La seule sous-population indigène du bison des bois qui a survécu à l'état sauvage au début du XX^{e} siècle (occupant les basses terres de la rivière de la Paix, dans le parc national Wood Buffalo) a subi une translocation massive de bisons des prairies dans son habitat. Contrairement au bison des bois, le bison des prairies a disparu à l'état sauvage au Canada, mais la sous-population du parc national Elk Island a servi de harde source pour l'établissement ou l'augmentation de nombreuses autres sous-populations.

La notion d'« état sauvage » est pertinente pour déterminer les sous-populations à inclure dans les UD du bison des prairies et du bison des bois. Pour être utile à la conservation de la biodiversité, sa définition doit viser à maintenir la variation adaptative et les processus évolutionnaires existant dans la nature. Selon Moritz (2002), la conservation consiste à protéger à la fois la variabilité existante et les processus. On peut préserver la variabilité, soit les adaptations locales et les variations géographiques, en identifiant et en protégeant des populations, au moins à court terme. Par contre, pour préserver les processus évolutionnaires, il faut maintenir ce que Moritz appelle le « contexte » dans lequel la sélection naturelle agit.

Les sous-espèces, les variétés ou les sous-populations géographiquement ou génétiquement distinctes du bison d'Amérique qui sont à l'« état sauvage » correspondent aux adaptations locales et aux variations géographiques découlant des processus de spéciation dans des localités où les conditions favorisent la sélection naturelle. La question centrale pour déterminer si une sous-population de bisons fonctionne à l'« état sauvage » est de savoir dans quelle mesure la sélection naturelle a été et continue d'être le principal processus évolutionnaire, c'est-à-dire dans quelle mesure les humains gèrent activement la reproduction, la survie, les maladies, les comportements et les déplacements des bisons. Certains chercheurs se sont servis d'indicateurs pour évaluer si la sélection naturelle opérait chez des sous-populations de bisons (Sanderson *et al.*, 2008; Gates et Ellison, 2010; Gross *et al.*, 2010), notamment

la présence de prédateurs efficaces (prédation), la concurrence reproductive entre les mâles adultes, la taille et la structure de la population, l'absence de supplémentation alimentaire et l'occurrence de limitation des ressources, la fécondité et la survie différentielles, ainsi que la capacité des bisons de se déplacer en fonction des gradients spatiotemporels de la disponibilité des ressources. L'exposition aux agents pathogènes constitue également un facteur important qui influe sur la valeur adaptative, la diversité et l'évolution des bisons (Altizer *et al.*, 2003).

Élevages commerciaux de bisons appartenant à des intérêts privés

Le bison des prairies des troupeaux élevés en captivité principalement à des fins commerciales est plus abondant et plus largement réparti que le bison des prairies à l'état sauvage (Freese *et al.*, 2007; Gates et Ellison, 2010). Il y avait relativement peu d'élevages de bisons en captivité au Canada jusqu'aux années 1970, lorsqu'on a commencé à promouvoir de nouveaux types d'élevage (Renecker *et al.*, 1989). Aux États-Unis, depuis les années 1970, des parcs vendent chaque année des centaines de bisons excédentaires à des éleveurs, et le nombre de bisons dans les élevages commerciaux a vite dépassé le nombre de bisons dans des hardes de conservation (Freese *et al.*, 2007). En 1985, on comptait environ 5 000 bisons dans les fermes d'élevage au Canada. Le nombre total de bisons d'élevage au pays a atteint un sommet de 195 728 en 2006, puis a diminué à 124 848 en 2011, répartis dans 1 211 fermes d'élevage (selon le dernier recensement), la plupart en Alberta (46 %), en Saskatchewan (32 %) et au Manitoba (11 %) (Gates, sous presse). En 2008, les États-Unis et le Canada comptaient environ 400 000 bisons dans quelque 4 000 fermes (Freese *et al.*, 2007; Gates et Ellison, 2010). Environ 97,4 % de tous les bisons au Canada appartiennent à l'industrie de l'élevage commercial du bison.

En général, le COSEPAC ne considère pas comme faisant partie de l'« espèce sauvage » évaluée « toute population manipulée à des fins autres que la conservation de l'espèce (par exemple, pour des raisons commerciales), pourvu que la population soit géographiquement ou génétiquement distincte de l'espèce sauvage évaluée et qu'il n'existe aucune intention de faire en sorte que la population contribue à la population sauvage » (COSEPAC, 2010a). Certains groupes autochtones élèvent des hardes de bisons à des fins de conservation de l'espèce, finançant et menant cette activité en partie par l'entremise d'une entreprise commerciale (COSEWIC, 2012). À l'instar du processus de domestication (Trut *et al.*, 2009), les pratiques de gestion des populations commerciales de bisons créent des pressions de sélection très différentes de celles qui s'exercent sur le bison sauvage. Par conséquent, conformément à la notion d'« état sauvage » (définie pour le bison dans le présent rapport) et à la ligne directrice du COSEPAC excluant toute population manipulée établie à des fins autres que la conservation de l'espèce, la présente évaluation n'inclut pas les troupeaux commerciaux appartenant à des intérêts privés dans l'UD du bison des bois, ni dans l'UD du bison des prairies.

Sous-populations gérées expressément à des fins de conservation

Une sous-population de bisons des bois ou des prairies à l'état sauvage est une harde gérée de façon à favoriser la sélection naturelle comme processus évolutionnaire, en plus de conserver les rôles écologiques du bison. On a donc déterminé quelles sous-populations fonctionnent à l'état sauvage et les facteurs qui peuvent restreindre ce fonctionnement, notamment :

1) Structure de population. La concurrence pour l'accouplement constitue une importante force de sélection qui contribue à la valeur adaptative des bisons, contrairement à la sélection artificielle dans un contexte de domestication. Le maintien d'un ratio mâles adultes/femelles en âge de se reproduire qui soit caractéristique de grandes populations non manipulées (donc le fait de laisser la concurrence pour l'accouplement agir comme processus de sélection naturelle) constitue un important critère pour déterminer l'état sauvage d'une sous-population de bisons. Si l'on doit éliminer des individus, on doit chercher à simuler la mortalité naturelle (plus forte chez les jeunes) et laisser les vieux bisons mourir d'eux-mêmes.

2) Supplémentation de l'alimentation et traitement des maladies. Ces pratiques peuvent accroître la fertilité et la survie et ainsi modérer l'effet de la sélection naturelle sur une population et sur la valeur adaptative des individus. Une sélection délibérée ou involontaire qui accroît la docilité et réduit la réaction de fuite produit des bisons qui ne reconnaissent plus leurs prédateurs et sont moins susceptibles de les fuir (Menzel et Beck, 2000). Une sous-population sauvage ne doit pas être nourrie par l'humain pour en accroître la survie ou la productivité. Les agents pathogènes peuvent influer fortement sur la valeur adaptative, la dynamique de population et la diversité génétique, et les pratiques de gestion peuvent réduire ou éliminer la faune pathogène naturelle tout en exposant le bison à des agents pathogènes transmis par du bétail d'élevage (Altizer *et al.*, 2011). Les processus écologiques ou évolutionnaires des sous-populations sauvages ne doivent pas être modifiés par des interventions humaines visant des maladies introduites.

3) Déplacement et hétérogénéité de l'habitat. Une sous-population sauvage est en liberté, c.-à-d. qu'elle n'est pas restreinte par des clôtures ou autres barrières à une superficie de moins de 200 km^2, de sorte qu'elle présente une densité qui convient aux relations sociales, que ses fonctions écologiques sont maintenues et que ses déplacements saisonniers ne sont pas entravés (Sanderson *et al.*, 2008). Le bison sauvage doit être exposé aux variations saisonnières et spatiales de la disponibilité de ressources et pouvoir se déplacer en fonction des gradients de disponibilité des ressources (Gross *et al.*, 2010).

4) Prédation. La prédation naturelle (principalement par le loup dans le cas du bison) constitue une importante force de sélection dans l'évolution des espèces (Dawkins et Krebs, 1979). On a bien documenté que la présence de prédateurs influe sur le comportement et la valeur adaptative, en plus de ses effets létaux et démographiques (Preisser et Bolnick, 2008; Creel et Christianson, 2008).

Bison des prairies

Selon le rapport de l'UICN de 2010 sur la situation du bison d'Amérique (Gates et Ellison, 2010) 10 des 62 sous-populations du bison des prairies gérées (par des organismes publics ou privés) à des fins de conservation (y compris à des fins éducatives) se trouvent au Canada. Ces sous-populations ne peuvent pas toutes être considérées comme étant à l'état sauvage, seulement celles qui continuent d'évoluer dans des conditions de sélection naturelle. Quatre des dix « hardes de conservation » au Canada sont des hardes d'exposition à des fins éducatives. Il s'agit de petits troupeaux (environ 10 à 50 bêtes) faisant l'objet d'une gestion intensive dans des enclos. Ces troupeaux, gérés à des fins historiques et éducatives, ne sont évidemment pas à l'état sauvage et ne satisfont à aucun des critères décrits plus haut. Il s'agit des troupeaux du parc national du Mont-Riding (Manitoba), du parc national des lacs Waterton (Alberta), du parc provincial Buffalo Pound (Saskatchewan) et de la base des Forces canadiennes Wainwright (Alberta).

En 1996, Conservation de la nature Canada (CNC) a obtenu 53 km^2 de prairie mixte dans le sud de la Saskatchewan et y a établi l'aire de conservation Old Man on His Back. En 2003, CNC y a transféré 50 bisons des prairies du parc national Elk Island. Ce troupeau, qui fait actuellement l'objet d'une gestion serrée visant un effectif de 60 à 130 bisons, ne fonctionne pas comme une population sauvage en raison d'importantes limitations : comme elle ne compte aucun mâle adulte, il n'y a pas de concurrence pour l'accouplement; il n'y a pas de prédateurs; le troupeau est petit et n'a pas de possibilité d'expansion; il dispose d'une petite aire de pâturage clôturée; on lui fournit de l'eau l'hiver et on supplémente son alimentation lorsque l'hiver est rigoureux; et on gère son effectif en éliminant des jeunes et des adultes mâles (R. Grilz, Conservation de la nature Canada, comm, pers.). Il n'est donc pas inclus dans l'UD du bison des prairies évaluée par le COSEPAC.

Chacune des cinq autres « hardes de conservation » (selon la définition de Gates et Ellison, 2010) du bison des prairies du Canada présente la plupart des quatre attributs des populations à l'état sauvage, sinon toutes, et, aux fins de la présente évaluation, elles sont considérées comme fonctionnant comme des populations sauvages. Il s'agit, d'ouest en est, des hardes suivantes :

Pink Mountain (Colombie-Britannique)

Cette sous-population introduite en liberté dans le nord-est de la Colombie-Britannique se trouve hors de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies, dans celle du bison des bois. Elle a été établie en 1971 à partir de 48 bisons des prairies achetés au parc national Elk Island par un éleveur privé (COSEPAC, 2004). Moins d'un an après leur transfert à la ferme d'élevage, les bisons se sont échappés et ont formé une population en liberté. L'effectif et la répartition de cette harde sont gérés par une chasse réglementée. La harde occupe un territoire de 3 200 km^2 dans les vallées de la rivière Sikanni supérieure et de la rivière Halfway (Rowe, 2006).

Conformément aux lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées (COSEPAC, 2010a), les unités de population créées par des « introductions bénignes hors de l'aire de répartition » doivent être incluses dans l'évaluation de l'espèce sauvage évaluée seulement s'il ne reste aucun s'il ne reste plus d'habitat propice dans l'aire de répartition naturelle de l'espèce. Comme les possibilités de rétablissement du bison des prairies dans son aire de répartition d'origine sont très limitées, en raison de la conversion et de la fragmentation d'une grande partie de son habitat ainsi que de la gestion des terres de façon à en exclure le bison pour éviter des conflits sociopolitiques (voir **Tendances en matière d'habitat**). En outre, à titre de sous-population de l'UD du bison des prairies exempte de maladies la plus robuste au plan démographique, la sous-population de Pink Mountain a une incidence nette positive sur la conservation de l'UD et est donc incluse dans l'évaluation.

La sous-population de bisons des prairies de Pink Mountain est soumise à la pleine gamme des processus écologiques naturels, y compris les maladies et la prédation par les loups, et ses déplacements ne sont pas limités par des clôtures (D. Fraser, B.C. Ministry of Environment, comm. pers.). On offre aux bisons des blocs de sels l'hiver pour les encourager à rester à l'écart de la route (C. Thiessen, B.C. Ministry of Natural Resource Operations, comm. pers.), mais on ne les nourrit pas. La harde de Pink Mountain fonctionne comme une population sauvage, sans limitation.

Parc national Elk Island (Alberta)

En 1906, un groupe local de cinq hommes d'affaires a demandé au gouvernement fédéral d'établir un refuge de wapitis à l'ouest d'Edmonton. Le parc national Elk Island a donc été créé en 1913. Ce parc a joué un rôle historique et contemporain central dans la conservation du bison des prairies en Amérique du Nord puisqu'il constitue la source à partir de laquelle de nombreuses sous-populations ont été établies.

La sous-population du bison des prairies du parc national Elk Island est confinée à la partie nord du parc dans une aire clôturée de 136 km^2 de forêt-parc. Depuis les années 1970, l'effectif de la harde a varié de 400 à 1000 individus jusque vers 2009, lorsque le parc a commencé à limiter le nombre d'adultes à environ 400 par la translocation et la vente d'individus excédentaires (Agence Parcs Canada, 2009). On

ne nourrit pas la harde, sauf pour appâter des individus afin de les capturer passivement. On régule l'effectif de la harde principalement par l'abattage non sélectif annuel ou semi-annuel, particulièrement de veaux et de jeunes d'un an. Bien que l'abattage d'individus pour réguler la croissance de la population pourrait limiter l'action de la sélection naturelle sur cette cohorte, la sélection aléatoire des individus prélevés devrait donner des résultats non biaisés sur le plan de la valeur adaptative. On laisse les individus âgés mourir naturellement dans le parc. On enlève à l'occasion des mâles adultes considérés comme dangereux pour les visiteurs du parc. Des loups ont récemment été observés dans la partie sud (zone du bison des bois) du parc et la réserve de pâturage Blackfoot adjacente et ils se reproduits depuis (Martha Allen, Parcs Canada, comm. pers.). La gestion de l'habitat consiste en des feux dirigés et en l'application d'herbicide pour combattre les plantes envahissantes; il n'y a aucune autre intervention humaine. La harde de bisons des prairies du parc national Elk Island fonctionne comme une population sauvage, la seule limitation étant qu'elle est confinée dans une aire clôturée de moins de 200 km^2.

Rivière McCusker (Saskatchewan)

Cette sous-population tire son origine de 17 individus du parc national Elk Island qui se sont établis en 1969 dans le pâturage communautaire de Big River, à l'ouest du parc national de Prince Albert et qui ont été capturés et transférés en juin 1969 au lac Vermette, situé au nord du polygone de tir aérien de Cold Lake, dans l'ouest de la Saskatchewan. Il s'agit d'une des deux sous-populations de bisons des prairies en liberté qui se trouve à la périphérie de l'aire de répartition d'origine de la sous-espèce. La sous-population occupe une aire non clôturée d'environ 2 500 km^2, où le loup est présent (Saskatchewan Environment and Resource Management, 2000). On n'intervient pas pour modifier la structure de population par sexe et par âge. La harde de la rivière McCusker fonctionne comme une population sauvage.

Rivière Sturgeon (Saskatchewan)

En 1969, environ 50 bisons des prairies (36 femelles et 14 mâles) ont été transférés du parc national à la région de Thunder Hills, située au nord du lac Montreal et du parc national de Prince Albert, en Saskatchewan. Après qu'ils ont été relâchés, quelques bisons se sont déplacés ailleurs. En tenant compte des veaux qui seraient nés en 1969, on estime que le nombre d'individus fondateurs de la sous-population de la rivière Sturgeon se chiffrait entre 10 et 22 (SRPB Management Planning Coordinating Committee, 2013). Cette harde constitue la seule sous-population non confinée par des clôtures située à l'intérieur de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies au Canada.

La sous-population de la rivière Sturgeon occupe un territoire de 1 053 km^2 dans la partie sud-est du parc national de Prince Albert et les environs (S. Cherry, Parcs Canada, comm. pers.). Chaque année, des Autochtones prélèvent en moyenne environ 20 bisons de la sous-population à l'extérieur du parc; plus de femelles que de mâles sont ainsi abattues (SRPB Management Planning Coordinating Committee, 2013). Les

mâles adultes solitaires que des propriétaires fonciers considèrent comme une menace peuvent être éliminés (S. Cherry, Parcs Canada, comm. pers.; R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.). Aucune autre intervention n'est faite pour gérer la harde. La sous-population est soumise à toute la gamme des processus écologiques et évolutionnaires naturels. La prédation par les loups constitue un important facteur limitatif (Fortin *et al.*, 2009). La harde a été touchée par une flambée de fièvre charbonneuse en 2008; 28 carcasses ont été trouvées, et aucune n'a été traitée (Shury *et al.*, 2009). La harde de la rivière Sturgeon fonctionne comme une population sauvage.

Parc national des Prairies (Saskatchewan)

Le parc national des Prairies se trouve près de la frontière sud-ouest de la Saskatchewan, dans la sous-région naturelle de la prairie mixte. En décembre 2005, 71 bisons des prairies y ont été transférés à partir du parc national Elk Island. On les a relâchés dans une aire clôturée de 181 km^2 (ouest – bloc Larson), et la sous-population avait augmenté à environ 350 individus en 2012. L'effectif visé pour cette harde est de 300 à 350 individus, cible qu'on pourrait augmenter selon les résultats d'une étude en cours sur les incidences du broutage à cette densité de bisons. Des terres privées récemment achetées et la location de terres de la Couronne provinciale adjacentes au parc offrent la possibilité d'agrandir l'aire clôturée de la harde (W. Olson, Agence Parcs Canada, comm. pers.).

Jusqu'à maintenant, aucun bison n'a été enlevé à des fins de gestion de la population, mais l'ébauche du plan de gestion prévoit l'abattage non sélectif de jeunes pour limiter la population à l'effectif cible (Wes Olson, Parcs Canada, comm. pers.). Ainsi, la structure de population stable devrait être semblable à celle des sous-populations sauvages. Il ne reste aucun prédateur efficace du bison sur ce territoire, mais certaines espèces (p. ex. loup, cougar et ours grizzly [*Ursus arctos*]) présentent des signes de rétablissement dans la région (p. ex. au Montana), et le coyote (*Canis latrans*) joue un rôle fonctionnel dans l'écosystème. La sous-population récemment établie dans le parc national des Prairies fonctionne déjà comme une population sauvage, même si elle a plus de limitations que les quatre autres sous-populations.

Bison des bois

Neuf « hardes de conservation » identifiées par Gates *et al.* (2010) satisfont à la plupart ou à la totalité des critères mentionnés plus haut (dont trois sans limitation) et sont considérées comme fonctionnant comme des populations sauvages aux fins de la présente évaluation :

Aishihik (Yukon)

En mars 1986, 34 bisons des bois du parc national Elk Island ont été transférés dans un enclos de 5 km^2 près de Carmacks, au Yukon. D'autres bisons y ont été transférés en 1989 (10), en 1990 (50) et en 1992 (48), pour un total de 142 individus fondateurs. En mars 1988, on a mis en liberté 21 de ces bisons, puis on en a relâché d'autres chaque année jusqu'en 1992, pour un total de 170. Ces bisons se sont établis dans la région du lac Aishihik et ont formé une sous-population qui occupe un territoire d'environ 11 000 km^2. La sous-population fait l'objet d'une chasse sportive à un taux d'environ 10 % par année (Government of the Yukon, 2012) afin d'en limiter l'effectif. En outre, quelques bisons (aucun depuis trois ans) ont été éliminés parce qu'ils menaçaient d'entrer en collision avec des véhicules sur la route de l'Alaska ou qu'ils empiétaient sur des terres agricoles (Government of the Yukon, 2012). On vise actuellement à maintenir l'effectif de la harde à environ 1 000 individus après la saison de chasse (Government of the Yukon 2012). Selon le nouveau plan de gestion, on ne laissera pas la harde s'étendre dans certaines zones. La harde est exposée à la prédation par le loup (Jung, 2011). La harde d'Aishihik fonctionne comme une population sauvage sans limitation.

Nordquist (Colombie-Britannique et Yukon)

En 1995, on a transféré 49 bisons des bois du parc national Elk Island dans la région du lac Aline, située à l'est des sources thermales Liard, dans le nord de la Colombie-Britannique (Harper et Gates, 2000). Peu après, ils se sont dispersés vers l'ouest et se sont installés dans le corridor de la route de l'Alaska. Ils ont trouvé de riches pâturages dans la zone qui a été déboisée le long de la route et ensemencée de plantes agronomiques. Ces dernières années, cette harde étend son territoire le long de la route. La harde occupe un territoire de 11 000 km^2 qui s'étend vers l'ouest du lac Muncho (Colombie-Britannique) jusqu'au lac Watson (Yukon) et se concentre dans certaines zones le long de la route (Rowe, 2007; Leverkus, 2012). Elle est exposée à la prédation par le loup (Harper *et al.*, 2000) et à tous les autres facteurs limitatifs et processus écologiques naturels (D. Fraser, BC Ministry of Environment, comm. pers.). Elle ne fait l'objet d'aucune chasse, ni abattage sélectif. La sous-population fonctionne comme une population sauvage.

Nahanni (Territoires du Nord-Ouest, Colombie-Britannique et Yukon)

On a établi la sous-population Nahanni en 1980 en transférant 28 bisons des bois du parc national Elk Island à Nahanni Butte, dans le sud-ouest des T.N.-O. En 1981, il n'en restait plus que 14 (Gates *et al.*, 2001a). On a augmenté la sous-population en relâchant au nord de Fort Liard 12 individus en 1989, puis 59 en 1998 (Gates *et al.*, 2001a; Larter et Allaire, 2007). L'aire d'hivernage de 7 590 km^2 (Larter et Allaire, 2013) s'étend dans les T.N.-O. (4 308 km^2), en Colombie-Britannique (2 797 km^2) et au Yukon (485 km^2). De récentes données de collier GPS indiquent que l'aire de répartition annuelle de la harde s'est étendue pour atteindre environ 11 700 km^2, mais pas en raison d'une hausse de son effectif (N. Larter, NWT Department of Environment and

Natural Resources, comm. pers.). Aucune infrastructure ou intervention humaine ne restreint ses déplacements saisonniers. Elle fait l'objet d'une chasse réglementée depuis 1998 : le quota annuel de sept mâles n'a jamais été atteint (N. Larter, comm. pers.). On élimine à l'occasion des bisons qui présentent un risque pour la sécurité humaine autour des collectivités. Il n'y a aucune autre intervention humaine. La sous-population Nahanni est exposée à toute la gamme des processus écologiques et évolutionnaires naturels et fonctionne comme une population sauvage.

Lac Etthithun (Colombie-Britannique et Alberta)

Une première tentative d'établir une sous-population sauvage de bisons des bois à la rivière Etthithun, dans le nord-est de la Colombie-Britannique, en 1996 a échoué lorsque les bisons relâchés se sont déplacés à 100 km au sud dans une région agricole où ils se sont mélangés avec un troupeau commercial de bisons des prairies (Harper et Gates, 2000). En 1999, on a fait une deuxième tentative en transférant 19 bisons des bois du parc national Elk dans un enclos près du lac Etthithun. En 2002, on a relâché 43 bisons de l'enclos (Rowe et Backmeyer, 2006). En 2008, on a observé que le territoire de la harde s'était étendu en Alberta (D. Moyles, Alberta Sustainable Resource Development, comm. pers.). Elle est exposée à la prédation par le loup et migre selon les saisons sur un territoire d'environ 5 000 km^2 sans être entravée par des clôtures. On élimine les bisons nuisibles dans les zones agricoles (six depuis depuis dix ans; D. Fraser et C. Thiessen, BC Ministry of Environment, comm. pers.), mais il n'y a aucune autre intervention humaine. La sous-population du lac Etthithun est donc exposée à toute la gamme des processus écologiques et évolutionnaires naturels et fonctionne comme une population sauvage.

Hay-Zama (Alberta)

En 1984, on a transféré 29 bisons des bois du parc national Elk Island à un enclos situé près de Hay Lakes, dans le nord-ouest de l'Alberta. En 1993, 48 bisons des bois se sont échappés de l'enclos et ont établi une sous-population en liberté (Mitchell et Gates, 2001). La sous-population a depuis augmenté à un rythme modéré et elle fait l'objet depuis 2008 d'une chasse avec permis (par des chasseurs sportifs et des Autochtones) visant à en limiter l'effectif et l'expansion de l'aire de répartition (Government of Alberta, 2011). On élimine également les individus qui présentent un risque pour la sécurité humaine (L. Fullerton, Alberta Sustainable Resource Development, comm. pers.), mais il n'y a aucune autre intervention humaine. Occupant un territoire d'environ 9 000 km^2, la sous-population de Hay-Zama est exposée à toute la gamme des processus écologiques et évolutionnaires naturels et fonctionne comme une population sauvage sans limitation.

Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)

À l'hiver 1962-1963, on a capturé 77 bisons des bois près de la rivière Nyarling, dans le nord-ouest du parc national Wood Buffalo, pour établir un élevage en captivité (Wood Bison Recovery Team, 1987). En août 1963, on a transféré 16 de ces bisons

dans la réserve de bisons Mackenzie, situé près de Fort Providence, dans les T.N.-O. (Gates et Larter, 1990). La harde occupe un vaste territoire de 21 000 km^2 à l'ouest du Grand lac des Esclaves et au nord du fleuve Mackenzie presque jusqu'à Yellowknife. Elle fait l'objet d'une chasse réglementée limitée, et on éloigne par effarouchement ou on abat les bisons qui s'aventurent occasionnellement dans les villes ou villages afin de les empêcher de blesser des personnes ou de causer des dommages matériels (T. Armstrong, NWT Department of Environment and Natural Resources, comm. pers.). La harde du MacKenzie fonctionne comme une population sauvage sans limitation.

Région du parc national Wood Buffalo (Alberta et Territoires du Nord-Ouest)

Les bisons dans le parc national Wood Buffalo et les sous-populations des alentours constituent la plus grande métapopulation de bisons des bois sauvages. L'historique de son établissement a été abordé plus haut (voir **Historique du déclin et des premiers travaux de rétablissement du bison d'Amérique au Canada**). Cette métapopulation occupe un vaste territoire d'environ 58 000 km^2 en Alberta et dans les T.N.-O. et est constituée des hardes suivantes (qui interagissent dans une mesure qui dépend présumément de leur proximité) : harde des basses terres de la rivière des Esclaves, harde du lac Wentzel, harde de la région des rivières Wabasca et Mikkwa à l'ouest du parc en Alberta et harde du lac Ronald, situé au sud du parc, également en Alberta. La chasse au bison par des non-Autochtones est interdite dans le parc et les basses terres de la rivière des Esclaves. Les autres sous-populations autour du parc font l'objet d'une chasse non réglementée. La métapopulation de bisons des bois de la région du parc national Wood Buffalo fonctionne comme une population sauvage sans limitation.

Parc national Elk Island (Alberta)

En 1965, on a transféré 40 bisons des bois du secteur de la rivière Nyarling, dans le parc national Wood Buffalo, à un enclos situé à Fort Smith, dans les T.N.-O. (Novakowski et Stevens, 1965). En raison des préoccupations concernant la fièvre charbonneuse chez le bison sauvage des basses terres de la rivière des Esclaves, on a décidé d'établir une harde d'élevage en captivité à l'extérieur de la région. On a donc transféré 23 bisons dans la partie sud du parc national Elk Island en 1965, et ils s'y sont établis. Deux veaux y ont également été transférés en 1968. On a détecté la brucellose chez la nouvelle harde, on a donc éliminé tous les bisons provenant du parc national Wood Buffalo et vacciné les 11 jeunes qui restaient. La harde a été déclarée exempte de brucellose en 1972 et elle l'est restée depuis, comme en font foi les tests de dépistage annuels (voir Nishi *et al.*, 2002a; Halbert *et al.*, 2005).

La sous-population du parc national Elk Island occupe un territoire de 58 km^2 cerné par une haute clôture dans la partie sud du par cet elle est séparée de la harde de bisons des prairies par une route et une autre clôture. On maintient un effectif de 350 à 450 individus en prélevant non sélectivement des individus excédentaires, surtout des veaux et des jeunes d'un an, de façon à simuler la mortalité naturelle. On ne nourrit pas la harde, sauf pour appâter des individus afin de les capturer

passivement. On laisse les vieux bisons mourir de cause naturelle dans le parc. On gère l'habitat par des feux dirigés. Il n'y a aucune autre intervention humaine. Une meute de loups s'est récemment déplacée dans la région : on a récemment observé des loups dans la partie sud du parc (dans le territoire du bison des bois) et la réserve de pâturage Blackfoot adjacente, et ils se sont reproduits depuis (Martha Allen, Parcs Canada, comm. pers.). La harde de bisons des bois du parc national Elk Island fonctionne largement comme une population sauvage, avec la limitation d'être confinée à un petit territoire (moins de 200 km^2).

Lac Chitek (Manitoba)

En 1981, la Première nation Waterhen (maintenant appelée Première nation Skownan) a proposé d'établir sur ses terres une ferme d'élevage commercial de bisons des bois, dont des individus excédentaires seraient relâchés dans la nature (Payne, 1987). Le premier lot de 34 bisons, consistant d'individus excédentaires de plusieurs zoos de l'Ouest canadien, est arrivé à la ferme en février 1984. Ils ont été mis dans un enclos de 2,5 km^2 près de Waterhen et ont été transférés l'année suivante dans un pâturage clôturé de 23 km^2.

En 2009, la sous-population avait augmenté à quelque 300 individus (Joynt, 2010) et occupait un territoire d'environ 3 800 km^2 situé à l'extérieur de l'aire de répartition d'origine du bison des bois, mais dans ce qui était probablement une zone de chevauchement entre le bison des bois et le bison des prairies l'hiver. Tous les processus écologiques et évolutionnaires agissent, y compris la prédation par le loup (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.). La harde ne fait l'objet d'aucune chasse ni abattage sélectif, à l'exception d'un petit nombre de bisons qui posent problème pour le public et les agriculteurs. On lui fournit des blocs de sel pour les garder au centre de son territoire (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.), mais on ne les nourrit pas. Il n'y a aucune autre intervention humaine. La sous-population du lac Chitek fonctionne comme une population sauvage.

Résumé

En somme, cinq sous-populations du bison des prairies et neuf sous-populations du bison des bois fonctionnent comme des populations sauvages au Canada, dans des localités où les conditions permettent la sélection naturelle et l'évolution continue de l'espèce, avec des interventions humaines minimales. Onze de ces 14 sous-populations ne présentent aucune limitation pour ce qui est de fonctionner comme une population sauvage. Quant aux trois autres (deux sous-populations du bison des prairies et une du bison des bois), elles sont limitées par le fait d'être confinée à un petit territoire ou de ne pas être exposée à la prédation naturelle.

2) Différenciation géographique ou génétique

Selon les lignes directrices du COSEPAC sur les populations manipulées (COSEWIC, 2010a), les populations à l'état sauvage visées par l'évaluation doivent être géographiquement ou génétiquement distinctes des populations manipulées qui sont exclues de l'évaluation. À l'échelle de la population, les neuf sous-populations sauvages du bison des bois qui sont évaluées, toutes largement isolées les unes des autres, peuvent être considérées comme géographiquement isolées des troupeaux de bisons commerciaux, qui sont pour la plupart gardés dans des enclos. Bien que le Canada compte plus de 1 000 troupeaux de bisons commerciaux, les cinq sous-populations sauvages du bison des prairies en sont largement isolées. Les exceptions sont une ferme d'élevage privée de bisons des prairies située à la limite est du parc national de Albert (Shury *et al.*,2009) et des troupeaux commerciaux près de la sous-population de Pink Mountain.

L'héritage laissé par l'hybridation entre le bison des bois et le bison des plaines, et entre le bison et le bœuf, ainsi que le goulot d'étranglement extrême de la population dans les années 1880, lorsque l'espèce a presque disparu, compliquent la situation génétique de l'espèce. Bien qu'il existe des données montrant que plusieurs hardes de bisons des prairies sont génétiquement distinctes (Wilson et Strobeck, 1999; Halbert et Derr, 2008), aucune analyse n'a été effectuée pour déterminer si l'ensemble des sous-populations sauvages évaluées se distingue génétiquement de tous les autres bisons des prairies ou des bois. Les troupeaux appartenant à des intérêts privés ont probablement accumulé des différences génétiques caractéristiques de l'adaptation à la captivité en raison de leur isolement et de la sélection artificielle durant plusieurs générations en faveur de caractères recherchés par les humains. Cette situation est toutefois compliquée par le fait que le parc national Elk Island vend souvent des bisons des prairies excédentaires à des éleveurs depuis le début des années 1980.

En conclusion, les sous-populations du bison au Canada qui ont été établies à des fins autres que la conservation sont confinées, ce qui exclut largement la possibilité de croisement avec les 14 sous-populations sauvages du bison des prairies et du bison des bois évaluées. Elles sont donc géographiquement distinctes, mais peut-être pas encore génétiquement distinctes.

HABITAT

Exigences en matière d'habitat

L'aire de répartition d'origine du bison d'Amérique couvrait 22 grands types de milieux écologiques (classification de Sanderson *et al.* [2008] adaptée des écorégions cartographiées par Ricketts *et al.* [1999]), dont 18 pour l'aire d'origine du bison des prairies et sept pour celle du bison des bois (Gates et Ellison, 2010). Malgré la diversité des habitats fréquentés par le bison, il est avant tout un brouteur au sol; son régime alimentaire est généralement dominé par les graminées et les carex (Reynolds *et al.*,

2003; Gogan *et al.*, 2010), peu importe leur disponibilité. Le bison préfère les milieux ouverts, particulièrement les prairies et les cariçaies, et utilise les milieux boisé surtout pour s'abriter des éléments et se réfugier en cas de danger.

La diversité du régime alimentaire varie selon l'écorégion et la saison (voir la synthèse de Gogan *et al.*, 2010). En voici quelques quelques exemples au Canada. Dans la réserve de bisons Mackenzie, située dans les T.N.-O. (écorégion de la forêt boréale subarctique; plaine glaciaire, herbaçaies dispersées dans la forêt boréale), l'alimentation du bison des bois est constituée presque exclusivement de graminées et de carex dans les herbaçaies l'hiver (Larter et Gates, 1990) et d'un mélange varié de carex, de graminées et d'arbustes (surtout du saule). L'automne, les lichens dans les forêts adjacentes aux herbacaies constituent un élément important de son alimentation. Dans l'écorégion des prairies mixtes du Nord, le régime alimentaire est composé à 88-96 % de graminées et de carex à toutes les saisons (Gogan *et al.*, 2010; COSEWIC, 2012). À la limite entre la forêt-parc et la forêt boréale dans le centre de la Saskatchewan, les carex, les graminées et les joncs représentent de 81 à 99 % du régime alimentaire selon la saison (Fortin *et al.*, 2002). Une exception à la composition habituelle du régime alimentaire du bison est le cas des bisons des prairies introduits dans la région du lac Farewell (écorégion de la taïga de basses terres), dans l'intérieur de l'Alaska (Waggoner et Hinkes, 1986). Dans cette région, les cariçaies et les prairies sont restreintes à de petites parcelles disséminées sur des bancs de gravier alluviaux, des lits de lacs glaciaires asséchés et les bords de lacs peu profonds, ainsi qu'un secteur de forêt et d'arbustaies qui avait subi un feu neuf ans plus tôt. D'après des échantillons fécaux recueillis en juin, le régime alimentaire était composé à 94 % de saule (*Salix* spp.). Au début d'octobre, il était entièrement composé d'arbustes : 60 % de saule et 40 % de chalef (*Elaeagnus* spp.) et de shéperdie (*Shepherdia* spp.). L'aire estivale n'était pas limitative pour cette sous-population; là où des graminées et des carex étaient disponibles, ils étaient très utilisés par les bisons, et les carex constituaient leur principale source de nourriture l'hiver (Campbell et Hinkes, 1983). Plutôt que d'être une exception, l'exemple de la harde du lac Farewell, comme les autres exemples, étaye la conclusion à savoir que le bison a besoin d'un habitat de pâturage qui lui fournit des carex et des graminées, particulièrement durant l'hiver, la saison la plus limitative, et qui lui permet de choisir le feuillage le plus riche en nutriments aux d'autres saisons.

D'autres exemples indiquent que le bison est flexible quant à son choix d'habiat d'alimentation, mais sont conformes à ce que l'on sait de sa niche écologique. La sous-population Nahanni est fortement associée à la rivière Liard et à ses îles (Larter et Alliare, 2007) qui abritent de nombreux peuplements de *Salix* et d'*Equisetum* dont se nourrissent les bisons l'été. La sous-population d'Aishihik fréquente saisonnièrement des prairies alpines (T. Jung, Yukon Department of Environment, données inédites). La sous-population de Nordquist se nourrit presque exclusivement dans les bordures herbeuses de la route de l'Alaska (Thiessen, 2010).

Le choix de l'habitat par le bison varie dans les divers paysages qu'il occupe durant ses migrations saisonnières. Au Canada, le bison des prairies migre couramment sur de longues distances depuis des prairies ouvertes vers des boisés mixtes l'automne et l'hiver (Roe, 1970; Louis Riel Institute, 2011). Dans une étude des communautés de prairies associées aux migrations historiques des hardes dans les provinces des Prairies, Morgan (1980) a conclu que la disponibilité de nourriture de qualité semblait constituer le principal stimulus des grandes migrations annuelles du bison. Selon les Métis, il existait historiquement deux « grandes divisions » de bisons, soit la harde de Grand Coteau et de la rivière Rouge et la harde de Saskatchewan (Louis Riel Insitute, 2011). D'après les différences des rapports des isotopes stables du carbone entre les graminées C4 de saison chaude caractéristiques des prairies et les graminées de saison fraîche communes dans les forêts-parcs et les contreforts des Rocheuses, Chisholm *et al.* (1986) ont montré que les bisons des Prairies canadiennes se nourrissaient de végétation de forêt-parc et de prairie mixte.

Des études menées dans la réserve de bisons Mackenzie et le parc national Wood Buffalo ont montré que, même si les prés à graminoïdes (carex et graminées) ont une petite superficie (pas plus de 10 % des paysages) et une répartition irrégulière, ils constituent le type d'habitat le plus utilisé par le bison des bois (Larter et Gates, 1991a,b; Larter *et al.*, 2000). Ce type d'habitat est surtout associé à des plans d'eau. Plusieurs études menées à divers endroits ont montré que, lorsqu'ils ont le choix, le bison des prairies et le bison des bois préfèrent s'alimenter dans les prés de basse terre à biomasse élevée dominés par les carex et les graminées l'hiver (Mackenzie : Larter et Gates, 1991a,b; basses terres de la rivière des Esclaves : Reynolds *et al.*, 1978; parc national Elk Island : Telfer et Cairns, 1986; parc national Yellowstone : Barmore, 2003, et DelGiudice *et al.*, 2001). Dans les paysages forestiers, ces parcelles d'habitat sont reliées par des sentiers très fréquentés qu'utilisent les bisons pour chercher de la nourriture et éviter les loups (Gates *et al.*, 2005; Fortin *et al.*, 2009). En milieu montagneux, on a observé que les bisons s'alimentent dans des prés de basse terre l'hiver, puis se déplacent en altitude pour se nourrir de plantes moins matures qui entrent en feuillaison plus tard au printemps et à l'été. Selon Frank et McNaughton, 1992), ces changements saisonniers de l'habitat suivant des gradients d'altitude réduiraient l'intensité de pâturage au fond des vallées l'été, le bison se réservant ainsi de la nourriture pour l'hiver dans les basses terres. Au Yukon, l'hiver, le bison des bois s'alimente au fond des vallées lorsque sa densité est faible (Fischer et Gates, 2005). Durant une récente période de croissance de population, le bison a élargi les habitats qu'il fréquente à la toundra alpine (T. Jung, Yukon Department of Environment, données inédites).

La disponibilité et la qualité de nourriture, et donc la qualité et la capacité de charge de l'habitat, varient selon les communautés végétales dans la forêt boréale. Bien que son alimentation soit principalement composée de graminées et de carex, le bison des bois se nourrit des nouvelles pousses de saules au printemps et au début de l'été, de certaines herbacées à feuille large l'été et de lichens fruticuleux l'automne (Larter et Gates, 1991a,b). Le choix d'habitat est restreint l'hiver, le bison se nourrissant alors presque exclusivement dans des prés et des arbustaies à graminoïdes, tandis

que le choix est plus varié aux autres saisons. La densité et la qualité de la biomasse broutable limite l'efficacité de l'alimentation et les choix d'habitat, de site et de nourriture (Hudson et Frank, 1987; Fortin *et al.*, 2003). On peut s'attendre à ce que le bison évite ou « échantillonne » les habitats dont la biomasse broutable est inférieure à un certain seuil de densité de biomasse (Hudson et Frank, 1987; Fortin *et al.*, 2003) ou où sa nourriture préférée est absente. Dans un secteur à l'ouest du parc national Wood Buffalo, Strong et Gates (2009) ont constaté que la capacité de charge durable du bison des bois diffère entre huit grands types de végétation (hautes terres arborées, basses terres arborées, arbustaie haute à carex, saulaie dense, saulaie claire, pré, milieu humide à graminées et milieu humide à carex). Les prés et les milieux humides présentent des seuils d'efficacité de recherche de nourriture plus élevés que les milieux arborés. Les auteurs ont conclu que les hautes terres arborées dans le nord de l'Alberta sont des habitats d'alimentation estivaux marginaux et que le bison des bois ne les fréquente pas l'hiver en raison des faibles quantité et qualité nutritionnelle de la végétation fanée sous la neige. Selon eux, la capacité de charge régionale du bison dans le district de la basse rivière de la Paix dépend des nombreux petits milieux humides et des clairières disséminées dans la forêt. Ensemble, ces deux types de milieux ne représentent que 1,8 % de la superficie de l'Alberta au nord de la latitude 57,5°N (160 700 km^2), ce qui limite la capacité de la région à soutenir le rétablissement du bison des bois.

Tendances en matière d'habitat

Habitat du bison des prairies

L'aire de répartition d'origine du bison des prairies comprenait des prairies mixtes, des forêts-parcs, le versant oriental des Rocheuses, ainsi que la prairie d'herbes hautes et des boisés mixtes au Manitoba. La mosaïque d'habitats actuelle dans les paysages de prairie est largement attribuable aux débuts de l'agriculture dans les provinces des Prairies. Des éleveurs de bovins ont commencé à s'établir dans la région vers 1870. La majeure partie des terres cultivées de nos jours avaient déjà été converties à la production végétale en 1930.

Les Prairies canadiennes ont été profondément modifiées par les effets cumulatifs des cultures, de l'irrigation, des voies de transport, de l'exploitation pétrolière et gazière, de l'exploitation minière, de l'urbanisation, des lignes de transport d'électricité et autres (Forrest *et al.*, 2004). Le nombre de routes y a augmenté à mesure que la population humaine et le développement industriel et rural augmentaient. Au milieu des années 1990, la région naturelle des Prairies de l'Alberta comptait plus de 90 000 km de routes et de voies d'accès aux puits (Alberta Environmental Protection, 1997). Dans les Prairies canadiennes, 24 % de la superficie de prairie mixte indigène et moins de 1 % de la superficie de prairie d'herbes hautes restent intactes (Gauthier et Wiken, 2003). Il ne reste plus qu'environ 25 % de la superficie historique de tremblaie-parc, 30 % de la superficie historique de prairie mixte humide et 45 % de la superficie historique de prairie mixte (Riley *et al.* 2007). Les parcelles de milieux indigènes sont disséminées dans une mer d'agriculture, les plus grandes zones intactes se trouvant dans le sud-est

de l'Alberta et le sud-ouest de la Saskatchewan, ainsi que le long de grandes rivières. La pression sur les paysages indigènes qui restent est incessante : de 1971 à 2001, la superficie de pâturage indigène a diminué de 20 % (Saskatchewan Environment, 2005). De nouvelles technologies comme la fracturation hydraulique de formations géologiques pour en extraire du pétrole ou du gaz et l'exploitation de l'énergie éolienne accroissent l'empreinte écologique dans les Prairies.

De nos jours, les habitats occupés par le bison des prairies sauvage se trouvent dans deux parcs nationaux et à la périphérie nord des terres agricoles. Le pâturage de bovins d'élevage constitue la principale utilisation des terres dans l'habitat du bison des prairies au Canada. Dans ces régions, il existe d'importantes barrières institutionnelles, historiques et culturelles à la modification de l'utilisation des terres pour y inclure le rétablissement du bison des prairies comme espèce sauvage.

Habitat du bison des bois

Contrairement à ce qui s'est produit dans les habitats de prairie et de boisé mixte du bison des prairies, la colonisation et le développement agricole ont touché une partie relativement petite de l'aire de répartition d'origine du bison des bois dans les écorégions boréales. La culture et l'élevage y sont les plus développés le long de la rivière de la Paix depuis Fort St. John (Colombie-Britannique) jusqu'à Fort Vermillion, à l'ouest du parc national Wood Buffalo (Hamley, 1992; Bowen, 2002).

Selon Strong et Gates (2009), l'agriculture et d'autres utilisations des terres auraient réduit la superficie des habitats de haute qualité auxquels le bison avait accès. Une bonne partie de la forêt-parc de la rivière de la Paix avait été convertie à l'agriculture au milieu des années 1930 et n'est plus accessible au bison des bois sauvage. En outre, la lutte contre les feux de forêt aurait aussi réduit les pâturages du bison en permettant l'expansion des forêts (Lewis, 1982 : p. 21). Les hausses de température (Jacoby et D'Arrigo, 1989; Davi *et al.*, 2003) et de précipitations (Bradley *et al.*, 1987) pourraient avoir favorisé la densification du couvert forestier et l'atténuation de la lumière atteignant le sol, ce qui aurait empêché la croissance de graminoïdes en sous-étage, ainsi que l'empiètement de plantes ligneuses dans des milieux ouverts (Raup, 1947; Jeffrey, 1961; Schwarz et Wein, 1997). Des données palynologiques montrent clairement que la superficie des forêts a augmenté dans le nord de l'Alberta durant la seconde moitié du XX^{e} siècle (Larter et MacDonald, 1998). Selon Strong *et al.* (2009), qui ont examiné les données historiques, l'expansion des forêts de trembles dans le nord de l'Alberta au milieu du XX^{e} siècle était un phénomène régional. Ils ont conclu que le changement de la végétation (davantage d'arbres) dans le district de la basse rivière de la Paix résultait de changements climatiques qui se sont traduits par une plus grande disponibilité d'eau l'été. Dans les prés de basses terres, les inondations saisonnières jouent un rôle important dans la dynamique entre l'établissement d'arbustes et la dominance des graminées et des carex (Timoney *et al.*, 1997; Timoney, 2008a, 2009; Strong *et al.*, 2009). Les feux , accroissent la complexité de ces dynamiques.

Le feu constitue le principal agent de renouvellement des peuplements dans la forêt boréale; il influe beaucoup sur la structure et la fonction des communautés végétales ainsi que sur la qualité et l'étendue des habitats fauniques (Stocks *et al.*, 2002). Selon les conditions du milieu avant le feu et l'intensité du feu, la végétation de sous-étage de début de succession peut offrir au bison une densité de nourriture suffisante pour son alimentation hivernale, en plus de produire du feuillage d'arbustes et d'herbacées dont le bison se nourrit l'été (Campbell et Hinkes, 1983). Jusqu'à quelques années après la Seconde Guerre mondiale, les communautés autochtones dans le nord de l'Alberta se servaient du feu pour modifier la répartition locale et l'abondance relative des ressources végétales et animales (Lewis, 1977, 1980). Ailleurs, des communautés autochtones se servaient également du feu avec un succès variable (Quilan, 1999; Kessel, 2002). De nos jours, la suppression des feux fait en sorte que les feux influent moins sur la dynamique des parcelles d'habitat que par le passé, bien qu'on effectue du brûlage dirigé pour améliorer la qualité de prés et de prairies (p. ex. dans les T.N.-O. [Chowns *et al.*, 1998; Quinland *et al.*, 2003], le parc national Banff [Sachro *et al.*, 2005; White *et al.*, 2012] et le nord-est de l'Alberta [C. Gates, obs. pers.]).

La foresterie et l'exploitation pétrolière et gazière constituent les principales utilisations industrielles des terres dans l'aire de répartition du bison des bois dans le nord de l'Alberta et de la Colombie-Britannique. Presque toute la forêt boréale de l'Alberta fait l'objet d'ententes d'aménagement forestier conclues avec des entreprises. Les voies d'accès se sont rapidement multipliées avec le développement du secteur de l'énergie. Les voies d'accès influent directement et indirectement sur la qualité de l'habitat des grands herbivores. Les plantes agronomiques ensemencées le long de routes constituent des pâturages qui attirent le bison, mais qui pourrait représenter des habitats-puits pour le bison des sous-populations du Mackenzie, de Nordquist, de Nahanni et d'Aishihik. Les routes permettent l'accès du public, ce qui préoccupe certaines collectivités dans les régions où le bison des bois fait l'objet d'une chasse non réglementée (Wentzel, Wabasca/Mikkwa et lac Ronald). Selon les CTA, l'exploitation des ressources permet l'accès à l'habitat du bison et accroît donc la pression de chasse (Schramm *et al.*, 2002).

Diverses activités industrielles, en particulier l'exploitation forestière, influent sur l'âge des peuplements forestiers et la succession végétale, ce qui peut modifier l'abondance et la répartition de la végétation dont se nourrit le bison des bois (Gates *et al.* 2001a). Redburn *et al.* (2008) ont vérifié cette hypothèse dans une coupe à blanc de trembles dans une forêt mixte du district de la basse rivière de la Paix, situé à l'ouest du parc national Wood Buffalo, et ont conclu que la production accrue de végétaux dont se nourrit le bison dans les coupes à blanc pourrait accroître la capacité de charge de bisons l'été, mais que le bison a besoin de prés à graminées et à carex dans les basses terres pour passer l'hiver. Comme la survie hivernale du bison des bois dépend d'habitats qui produisent des graminées et des carex, la disponibilité de ces habitats hivernaux constitue un important facteur qui limite sa conservation et son rétablissement.

Outre l'effet de la structure et de la composition de l'habitat sur la capacité de charge, des facteurs sociopolitiques liés aux limites d'acceptabilité et de tolérance du bison sauvage ont un effet important (Nishi *et al.*, 2006; Bidwell, 2009). Par exemple, l'imposition de zones d'exclusion du bison pour limiter la propagation de maladies bovines en Alberta et dans les T.N.-O. (voir **Menaces**) constitue une forme de perte d'habitat. Ces zones d'exclusion couvrent environ 165 000 km^2 de l'aire de répartition d'origine du bison au Canada, qui était d'environ 50 % plus vaste que sa superficie actuelle. De plus, cette perte d'habitat touche le cœur de l'aire de répartition actuelle où l'on peut présumer que la quantité et la qualité de l'habitat sont les plus grandes (Strong et Gates, 2009) et présentent le meilleur potentiel de rétablissement du bison des bois à grande échelle.

BIOLOGIE

Reynolds *et al.* (2003) et Gogan *et al.* (2010) ont récemment produit des synthèses détaillées de l'écologie, du cycle vital et de la reproduction du bison.

Cycle vital et reproduction

La femelle se reproduit pour la première fois habituellement à l'âge de trois ou quatre ans et, selon certains auteurs, parfois à deux ans (McHugh, 1958; Fuller, 1961; Shaw et Carter, 1989; Green et Rothstein, 1991; Wilson *et al.*, 2002). Fuller (1966) a observé une baisse de la fécondité chez les femelles de plus de 13 ans. La proportion de femelles d'un an qui se reproduisent et l'âge de reproduction moyen varient d'une sous-population à l'autre selon leur alimentation, leur taille, leur succès de reproduction passé, la densité et des facteurs environnementaux (Wilson *et al.*, 2002; Reynolds *et al.*, 2003; Gogan *et al.*, 2010).

Berger et Cunningham (1994), chez le bison des prairies, et Wilson *et al.* (2002), chez le bison des bois, ont montré que la variabilité du succès de reproduction est significativement plus élevée chez les mâles que chez les femelles. Un mâle d'une harde que l'on nourrit peut être fertile dès l'âge de 16 mois (Helbig *et al.*, 2007). Le mâle est physiologiquement compétent à deux ans et sexuellement actif à trois ans (Halloran, 1968; Maher et Byers, 1987), mais il n'atteint généralement la maturité reproductive qu'à l'âge de cinq à sept ans (Meagher, 1973; Maher et Byers, 1987; Rothstein et Griswold, 1991; Komers *et al.*, 1992). Ainsi, Wilson *et al.* (2002) a observé que, parmi les 40 % de bisons des bois mâles qui réussissaient à se reproduire, la plupart avaient de 7 à 14 ans et aucun n'avait moins de 5 ans. Le succès de reproduction dépend de la maturité et de l'expérience. L'atteinte de l'âge adulte chez les mâles se manifeste par la taille corporelle, les comportements agressifs et risqués et la ségrégation saisonnière qui leur permet de se concurrencer pour les faveurs des femelles. Toutefois, les jeunes mâles réussissent rarement à se reproduire en présence de vieux mâles, de plus grande taille et plus expérimentés (Shult, 1972; Mahan, 1978; Shull, 1985; Komers *et al.*, 1994a,b) et ne participent généralement pas au rut avant l'âge de cinq ou six ans, lorsque leur taille leur donne un certain statut (Maher et Byers,

1987; Lott, 2002). Dans les populations sauvages qui ne subissent pas de pression de chasse sélective, le rapport entre mâles et femelles adultes peut dépasser 50/100 (Gates *et al.* 1995, Gogan *et al.* 2010).

Saisonnièrement polyœstrienne, la femelle présente un cycle de chaleur de 19 à 21 jours durant la saison de reproduction (Fuller, 1966; Kirkpatrick *et al.*, 1993; Wolff, 1998). Il arrive à l'occasion que des femelles entrent en chaleur hors de la saison du rut et vêlent hors de la saison normale de mise bas, qui va d'avril à juin (Soper, 1941; McHugh, 1958; Banfield, 1974). Le bison est monopare, et les jumeaux sont rares (Reynolds *et al.*, 2003). Les jeunes sont habituellement sevrés à l'âge de 8 à 12 mois (McHugh, 1958; Mahan *et al.*, 1978), mais on a observé des jeunes d'un an têter (Hornaday, 1889; McHugh, 1958; Egerton, 1962; Green *et al.*, 1993), et plus rarement des jeunes de deux ans le faire (Green, 1996). Les mères plus âgées allaitent plus longtemps et sont moins susceptibles de mettre fin aux séances d'allaitement que les jeunes mères (Green, 1996).

Le bison est une espèce polygyne, c.-à-d. que le mâle peut s'accoupler avec plusieurs femelles durant la saison de reproduction, qui dure de juin à septembre, l'activité étant maximale en juillet et en août (Garretson, 1927; Soper, 1941; Fuller, 1966; Halloran, 1968; Lott, 1972; Meagher, 1973; Banfield 1974; Haugen 1974). Le moment et la durée de la saison du rut varient quelque peu selon la localité (Reynolds *et al.*, 2003). Les mâles de grande taille forment de petits groupes à l'écart des femelles, des veaux et des mâles immatures durant la majeure partie de l'année (Berger et Cunningham, 1994; Komers *et al.*, 1993; Meagher, 1973). Les plus grands rassemblements se produisent durant le rut, lorsque les mâles rejoignent les groupes mixtes. Au parc national Elk Island, Wilson *et al.* (2002) ont montré que le poids corporel et le succès de reproduction passé déterminent le succès de reproduction. La volonté des mâles de combattre d'autres mâles et de risquer de se blesser augmente avec l'âge, ce qui laisse croire que l'effort de reproduction augmente avec l'âge (Komers *et al.*, 1994b).

On a observé que des bisons de populations ne recevant pas de supplément d'alimentation ont vécu plus de 20 ans (Halloran, 1968; Meagher, 1973; Berger et Peacock, 1988). Fuller (1966), qui a étudié le bison du parc national Wood Buffalo, considérait qu'un bison de plus de 15 ans était âgé. Un bison peut cependant vivre plus de 40 ans en captivité (Dary, 1974). On estime à huit ans la durée de génération du bison d'Amérique (Hedrick, 2009).

Relations interspécifiques

Étant donné le rôle clé joué par le bison dans les grandes prairies de l'Ouest, le nombre de relations interspécifiques documentées sont considérables (synthèse de Knapp *et al.* 1999; Truett *et al.* 2001, Sanderson *et al.* 2008; voir **Importance de l'espèce**). On n'a sans doute pas encore documenté de nombreuses espèces liées au bison, particulièrement des arthropodes parasites (p. ex. Tessaro, 1989). D'innombrables espèces végétales et animales profitent ou dépendent du bison pour la

création ou le maintien d'habitats, notamment des oiseaux (p. ex. Soper, 1941; Griebel *et al.*, 1998; Coppedge, 2009), des petits mammifères (Matlack *et al.*, 2001; Jung *et al.*, 2010) et des amphibiens (p. ex. Gerlanc et Kaufmann, 2003), dont certains sont des espèces en péril (Fox *et al.*, 2012). Parmi la multitude de relations connues ou potentielles entre le bison et d'autres espèces, celles qui influent le plus sur sa situation relèvent des processus de prédation et de concurrence.

Comme le bison est le plus grand mammifère terrestre de l'Amérique du Nord, il semblerait constituer une proie profitable pour les prédateurs et les charognards. Toutefois, sa taille, son organisation sociale et son tempérament en font une proie très difficile (Fuller, 1953; Smith *et al.*, 2000). Le loup, le coyote et l'ours grizzli sont les seuls prédateurs connus du bison, et ils s'attaquent le plus souvent aux veaux et aux jeunes d'un an (Carbyn et Trottier 1987, 1988; Larter *et al.*, 1994; Smith *et al.*, 2000; Sheldon *et al.*, 2009), mais il arrive à l'occasion que des loups (Smith *et al.*, 2000; Jung, 2011) et des ours (Wyman, 2002) tuent des adultes. Dans certaines régions, les meutes de loups sont relativement efficaces pour tuer des bisons (Carbyn et Trottier, 1987, 1988; Larter *et al.*, 1994). Le loup a disparu d'une bonne partie de l'aire de répartition du bison des prairies depuis plus d'un siècle. Au Yukon, la prédation de bisons par des loups n'a été documentée que plus de 20 ans après la réintroduction du bison (Jung, 2011). Bon nombre de sous-populations récemment réintroduites sont exposées à la prédation naturelle, mais n'en subissent pas encore beaucoup. Si les taux de prédation augmentent, les prédateurs (surtout les loups) pourraient limiter les taux de croissance des populations de bisons (au sens de Messier, 1994). Dans les T.N.-O., l'abondance des loups était plus élevée dans les régions où le bison est présent (Joly et Messier, 2000), ce qui s'est traduit par davantage de prédation sur des orignaux (*Alces americanus*) et bisons sympatriques parce que les loups profitaient de la disponibilité de proies de rechange (Larter *et al.*, 1994).

La concurrence entre le bison des bois et d'autres ongulés (principalement l'orignal et le caribou) préoccupe certaines collectivités (Fisher et Gates, 2005; Jung et Czetwertynski, 2013). Par exemple, selon des CTA, le bison serait responsable des déclins de populations d'orignaux dans le territoire traditionnel des Dénés (Spyce, 2009). Fisher et Gates (2005) et Jung et Czetwertynski (2013) n'ont pas trouvé de chevauchement important des régimes alimentaires, des habitats ou des niches spatiales entre le bison des bois et le caribou ou l'orignal. Singer et Norland (1994) ont obtenu des résultats semblables pour le bison, l'orignal et le wapiti (*Cervus canadensis*) dans le parc national Yellowstone. Bien que le bison, l'orignal et le caribou sont de grands herbivores souvent présents sur le même territoire, leurs modes de broutage étant différents (Hofmann 1989), leurs besoins alimentaires et la composition de leurs régimes alimentaires diffèrent, de sorte qu'ils fréquentent des habitats différents (Jung et Czetwertnyski, 2013). Par contre, il y a un fort chevauchement entre les régimes alimentaires du mouflon (*Ovis* spp.) et du bison des bois lorsqu'ils vivent en sympatrie (Singer et Norland, 1994; Jung et Czetwertnyski, 2013), mais la ségrégation spatiale et le choix d'habitats différents limitent la concurrence entre les deux (Jung et Czetwertnyski, 2013). Quant au bison des prairies, son régime alimentaire et son habitat présentent un fort chevauchement avec ceux des bovins et moutons d'élevage

(Schwartz et Ellis, 1981) et un faible chevauchement avec ceux de l'antilocapre (*Antilocapra americana*) (Schwartz et Ellis, 1981; Krueger, 1986). La concurrence possible entre le bison et les bovins et moutons d'élevage peut préoccuper les éleveurs dans les régions fréquentées par le bison.

Physiologie et adaptabilité

La vaste aire de répartition d'origine du bison en Amérique du Nord (la plus grande parmi celles des ongulés indigènes) et le grand nombre d'écorégions où il était présent (figure 4; voir Sanderson *et al.*, 2008) témoignent de sa large gamme d'adaptations à divers régimes climatiques et conditions de pâturage. Les populations de bisons peuvent vivre dans des milieux quasi désertiques, endurer des hivers rigoureux en milieu subarctique et trouver leur nourriture sous une épaisse couche de neige dans les zones herbeuses au fond des vallées dans les montagnes.

Le bison présente de nombreuses adaptations qui lui permettent de composer avec une si large gamme de conditions écologiques. Son corps massif et son pelage laineux assurent respectivement inertie thermique et isolation (Christopherson *et al.* 1978). Le pelage d'hiver du bison d'Amérique est plus dense, avec des poils plus fin et une plus grande densité de follicules, que celui des bovins Hereford, Angus ou Shorthorn (Peters et Slen, 1964). Comme les autres ongulés nordiques, le bison ralentit son métabolisme l'hiver (Rutley et Hudson, 2000). Hawley *et al.* (1981a,b) ont observé que le bison ingérait moins de carex que le bœuf domestique l'hiver. Le bison peut ingérer de grandes quantités de végétation fibreuse de faible qualité (Hudson et Frank, 1987). Contrairement aux autres ongulés nordiques, il se sert de sa tête massive pour pousser la neige afin d'accéder à la végétation (Reynolds *et al.* 2003). Ce comportement et le large museau du bison lui permettent d'ingérer de grandes quantités de végétation fibreuse en une séance d'alimentation malgré le couvert de neige. En outre, le bison possède un gros rumen par rapport à sa taille corporelle, et le temps de rétention de la nourriture dans son rumen est relativement long (Schaefer *et al.*, 1978), ce qui lui permet de digérer plus complètement une nourriture à forte teneur en cellulose. Ainsi, le bison retient la végétation graminoïde de faible qualité dans son réticulo-rumen plus longtemps que le bœuf domestique et il digère la végétation de faible qualité plus efficacement que le bœuf domestique (Hawley, 1978). Par contre, l'efficacité de digestion de végétation de haute qualité (comme la luzerne ou le foin de luzerne et de brome) est semblable chez le bison et le bœuf domestique (Hawley *et al.*, 1981a).

L'insuffisance de nourriture peut influer sur l'âge de la première reproduction des femelles, leur taux de grossesse et le poids des veaux à la naissance (Kirkpatrick *et al.*, 1993, 1996; Reynolds *et al.*, 2003). Les veaux et les mâles adultes constituent les cohortes les plus vulnérables à la mortalité liées à la nutrition durant les hivers rigoureux (DelGiudice *et al.*, 1994).

Dispersion et migration

Epp (1988) a présenté des arguments selon lesquels la population de bisons des grandes plaines comprendrait des segments migrateurs et non migrateurs. Selon lui, de grandes hardes de bisons des prairies effectuaient des migrations sur de longues distances, tandis que de petites hardes restaient sédentaires dans des zones de boisés mixtes, phénomène qu'on appelle maintenant migration partielle (p. ex. Hebblewhite et Merrill, 2006). Selon Fryxell *et al.* (1988), un des principaux avantages de la migration d'ongulés sur de longues distances est d'éviter la prédation à grande échelle. Les populations migratrices comptent donc plus d'ongulés que les populations résidentes, ce qui, selon Epp (1988), était le cas pour le bison des prairies du Canada.

Aucune migration saisonnière n'a été observée chez le bison des bois qui vit dans la forêt boréale, sans doute en raison de la répartition irrégulière des zones de pâturage convenables disséminés dans la forêt. Par exemple, les pâturages hivernaux dans la réserve de bisons Mackenzie consiste de prés isolés les uns des autres qui couvrent moins de 6 % du territoire dans la forêt boréale (Larter *et al.*, 1991a,b; Matthews, 1992). Gates et Larter (1990) et Larter *et al.* (2000) ont décrit l'expansion épisodique, liée la densité, du territoire occupé par le bison des bois après sa réintroduction dans cette région en 1965. Le taux de croissance de cette population diminuait lorsque la densité s'approchait d'un seuil d'environ 0,55 bison/km^2, puis une partie des bisons partaient pour occuper la plus proche parcelle d'habitat libre, ce qui avait pour effets temporaires de réduire la densité, d'accroître la quantité de ressources par individu et de relancer le taux de croissance de la population (Larter *et al.*, 2000); ce cycle s'est répété deux fois. Gates *et al.* (2005) ont observé le même phénomène d'expansion lié à densité dans le parc national Yellowstone après l'abandon de l'abattage sélectif pour gérer la harde à la fin des années 1960. Durant une courte période, cette expansion a compensé la baisse des ressources alimentaires par individu (liée à la densité) et a ainsi maintenu une densité instantanée relativement stable. Toutefois, la compensation n'était pas exacte; le taux de croissance de la population dimuait lorsque la densité augmentait parce que les parcelles de pâturage de qualité couvraient une superficie totale restreinte, qu'elles étaient irrégulièrement réparties et que les bisons les épuisaient d'abord et devaient ensuite se déplacer vers les pâturages de moins bonne qualité à mesure que la densité augmentait. Au plan démographique, il en résulte sans doute une baisse de la fécondité et une hausse de la mortalité juvénile. Caughley (1970a,b) a observé le même phénomène d'augmentation de la densité suivie d'une expansion territoriale chez des ongulés introduits en Nouvelle-Zélande.

TAILLE ET TENDANCES DES POPULATIONS

Activités et méthodes d'échantillonnage

Les sous-populations ont été recensées à des degrés divers. Les sous-populations dont le territoire est clôturé (p. ex. parc national Elk Island et parc national des Prairies) ont tendance à être recensées plus souvent puisqu'il faut gérer les individus excédentaires. Les sous-populations en liberté font l'objet d'une surveillance très variable : certaines sont dénombrées régulièrement (p. ex. sous-populations d'Aishihik, de Hay-Zama, du Mackenzie, du parc national Wood Buffalo et de la rivière Sturgeon), tandis que d'autres sont peu souvent dénombrés (p. ex. sous-population de Pink Mountain). On n'a jamais inventorié de façon formelle la harde de bisons des prairies de la rivière McCusker.

Les effectifs des sous-populations ont été estimés de différentes façons. La plupart ont fait l'objet d'un dénombrement total (Wolfe et Kimball, 1989) effectué l'hiver à partir d'un aéronef volant à basse altitude. Un dénombrement total ne comporte aucune correction pour tenir compte du nombre d'individus non observés. Ainsi, on présume que les relevés aériens permettent de voir la plupart, sinon tous les individus puisqu'il s'agit d'animaux grégairex qui fréquentent les milieux ouverts (p. ex. Bradley et Wilmshurst, 2005; Hegel *et al.*, 2012) à cette période de l'année et qui ne se sauvent pas à l'approche de l'aéronef (Fancy, 1982). En général, ces relevés suivent des transects normalisés. Un dénombrement total représente un effectif minimal et n'a pas de limites de confiance.

L'effectif de quelques populations des deux sous-espèces a été estimé par des méthodes qui mesurent la variance d'échantillonnage. Par exemple, on s'est servi de transects en bande pour plusieurs sous-populations du bison des bois (p. ex. Bradley et Wilmhurst, 2005; Larter *et al.*, 2007; Armstrong *et al.*, 2011; Larter et Allaire, 2013; Armstrong 2013) et la sous-population du bison des prairies de Pink Mountain (C. Thiessen, BC Ministry of Environment, comm. pers.). La sous-population d'Aishihik (Jung et Egli, 2012) et celle de la rivière Sturgeon (Merkle et Fortin, sous presse) ont été inventoriées par marquage-réobservation.

Les données de recensement ne sont souvent pas présentées par sexe et classe d'âge. Lorsqu'on effectue des dénombrements par classes d'âge sur le terrain, les individus sont le plus souvent classés en veaux ou en veaux et jeunes d'un an et en adultes de deux ans ou plus (voir **Abondance et tendances**). La maturité reproductive est cependant atteinte à un âge plus tardif chez la plupart des individus (à trois ans chez les femelles et à six ans chez les mâles; voir **Cycle vital et reproduction**). Il est possible de distinguer plusieurs classes d'âge, mais pour ce faire, il faut observer les individus de près (Carbyn, 1998). L'âge de la première reproduction d'un individu dépend d'un certain nombre de facteurs physiologiques et contextuels (p. ex. sa condition nutritionnelle, le fait que la population soit en expansion ou non, la qualité de l'habitat, la structure sociale du groupe, etc. [Gogan *et al.*, 2010]) (voir **Cycle vital et reproduction**).

Abondance et tendances

Les données d'inventaire et de tendances des cinq sous-populations du bison des prairies et des neuf sous-populations du bison des bois sont présentées aux tableaux 2 et 3, respectivement. Dans les paragraphes suivants, ces données sont analysées pour chaque sous-population, et, lorsqu'elles sont disponibles, les données sur la structure par âge et les tendances de population sur les trois dernières générations sont présentées.

Bison des prairies

Pink Mountain (Colombie-Britannique)

Cette sous-population a beaucoup augmenté depuis son établissement au début des années 1970. Un inventaire réalisé en 2003 a donné un nombre total de 877 individus, nombre non corrigé pour tenir compte des individus non observés. La modélisation a donné la structure d'âge suivante : 22 veaux, 16 jeunes d'un an et 43 mâles adultes pour 100 femelles adultes (Rowe, 2006). Le plus récent inventaire aérien a été réalisé en 2006 par blocs aléatoires stratifiés, et les individus observés ont été rangés dans les classes suivantes : veaux, jeunes d'un an, femelles adultes (de plus de deux ans), mâles de deux à six ans et mâles de sept ans ou plus. En 2006, la sous-population a été estimée à 1 302 individus (intervalle de confiance [IC] à 90 % de 1233 à 1371), dont environ 26 % étaient des veaux ou des jeunes d'un an, et 51 % étaient des femelles d'au moins deux ans ou des mâles d'au moins sept ans (Rowe, 2006), ce qui donne entre 629 et 699 individus matures.

Selon la modélisation de population faite par Rowe (2006), le taux de croissance fini était de 14 % sur les trois années précédentes. Pour établir les taux de chasse, les gestionnaires ont présumé que la croissance annuelle constante était de 5 %, mais les limites de prises ont également augmenté chaque année (C. Thiessen, comm. pers.). L'effectif de 546 individus en 1989 estimé par la modélisation de Rowe (2006) donne une croissance de 138 % sur trois générations si l'on présume que la sous-population est restée stable depuis 2006, ce qu'on ignore puisque le taux de chasse a augmenté durant cette période.

On gère la sous-population de Pink Mountain de façon à limiter sa croissance et l'expansion de son territoire, étant donné sa proximité avec les sous-populations de bisons des bois du nord-est de la Colombie-Britannique. On présume que l'effectif de la sous-population de Pink Mountain a augmenté depuis son dernier inventaire en 2006, et on a fait passer le taux de chasse d'environ 10 % à 16 % afin de ralentir la croissance de l'effectif. On a estimé l'effectif en 2007 en utilisant le taux de croissance de 14 % observé de 2003 (873) à 2006 (1 302). Depuis 2009, on a modélisé l'effectif en appliquant un taux de croissance annuel de 5 % à l'effectif de 2006 (1 302). Bien que le « prélèvement annuel admissible » a augmenté de 2009 à 2013, le nombre d'autorisations délivrées est resté relativement stable durant cette période; on a délivré 411 autorisations pour la saison de chasse 2013 (D. Lirette, B.C. Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, comm. pers.).

Parc national Elk Island (Alberta)

Cette sous-population est dénombrée chaque année, et on la regroupe dans des enclos deux fois par année afin de prélever des individus excédentaires et de recueillir des données de structure par âge et par sexe sur un sous-ensemble de la harde. On évalue aussi sa productivité chaque été pour déterminer le rapport entre le nombre de femelles adultes et le nombre de veaux. On effectue chaque hiver un relevé aérien des ongulés, ce qui permet de déterminer le nombre minimal de bisons de tous âges. À la suite d'une analyse des options pour ongulés réalisée en 2009 afin de gérer les fortes densités de bisons, de wapitis, d'orignaux et de cerfs dans le parc de 194 km^2, on a abaissé l'effectif cible des bisons des prairies adultes à 250-275 individus (Agence Parcs Canada, 2009). En 2013, l'effectif estimé se chiffrait à 680 individus; on prévoit en prélever au moins 200 à 300 au cours des prochaines années pour les transférer à des fins de conservation ou de recherche et les vendre aux enchères (M. Allen, Parcs Canada, pers. comm). On estime que la sous-population compte de 204 à 300 individus matures d'après les proportions minimale (0,51) et maximale (0,75) observées chez les sous-populations du bison des prairies pour lesquelles on dispose de données de terrain (sous-populations de Pink Moutain, de la rivière Sturgeon et du parc national des Prairies).

Rivière McCusker (Saskatchewan)

Depuis son établissement en 1969, cette sous-population n'a fait l'objet d'aucun recensement formel. Citant des biologistes locaux, Wilson et Zittlau (2004) ont indiqué que la sous-population comptait de 70 à 100 individus en 2003. En 2011, l'effectif a été estimé à 100-150 individus (R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.) d'après des données anecdotiques fournies par des observateurs survolant le polygone de tir aérien et des observations au sol de bisons à l'extérieur du territoire de la sous-population en Saskatchewan. L'expansion du territoire de la harde à des terres forestières provinciales adjacentes appuie l'idée d'une hausse modeste de son effectif depuis 2003 (R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.), bien que cette hausse ne puisse être confirmée. On ignore le nombre d'individus matures, mais on l'estime à 51-113 d'après les proportions minimale (0,51) et maximale (0,75)

observées chez les sous-populations du bison des prairies pour lesquelles on dispose de données de terrain (sous-populations de Pink Moutain, de la rivière Sturgeon et du parc national des Prairies).

Rivière Sturgeon (Saskatchewan)

On effectue un relevé annuel systématique par transects aériens sur la majeure partie du territoire de cette sous-population depuis 1996 (SRPB Management Planning Coordinating Committee, 2013). Aucun facteur de correction pour tenir compte des individus non observés n'est appliqué, et un certain nombre d'individus ne sont vraisemblablement pas détectés s'ils se trouvent dans une dense forêt de conifères. Peu importe, ces données constituent des nombres minimaux qui représentent bien les tendances parce qu'elles sont recueillies de façon systématique (S. Cherry, Parcs Canada, comm. pers.). Merkle *et al.* (en préparation) ont mis au point un modèle qui intègre ces dénombrements aériens minimaux depuis 1996 et les données sur le choix de l'habitat obtenues au moyen de colliers émetteurs GPS pour estimer la population avec intervalle de confiance. Ces estimations sont généralement plus élevées que les dénombrements minimaux, mais elles présentent les mêmes tendances. Merkle *et al.* (en prép.) ont également estimé la population sur le terrain en 2011, en 2012 et en 2013 par des modèles de marquage-recapture fondés sur des photos d'adultes identifiés et le rapport entre le nombre de veaux et de juvéniles et le nombre de femelles adultes observées sur le terrain (Merkle et Fortin, sous presse). Les estimations par relevé aérien étaient près des estimations par marquage-recapture pour les trois années.

En 1996, le premier relevé aérien a donné un nombre minimal de 111 individus (SRPB Management Planning Coordinating Committee 2013). L'effectif se chiffrait à 320 en 2002 (Wilson et Zittlau, 2004) et il a continué de croître jusqu'à un sommet de 400 à 500 en 2006-2008 (Parks Canada Agency, 2012). La sous-population a diminué depuis; elle compterait actuellement 200 à 250 bêtes d'après les relevés aériens et les estimations maximales faites par des Autochtones, des éleveurs et des pourvoyeurs de la région (Parks Canada Agency, 2012), ainsi que d'après des analyses de marquage-recapture et les modèles de Merkle *et al.* (en prép). La baisse de population serait attribuable à une éclosion de fièvre charbonneuse en 2008, à la prédation accrue par le loup et à la chasse (SRPB Management Planning Coordinating Committee, 2013). Merkle et Fortin (sous presse) ont observé qu'en 2011, les adultes (plus de deux ans) représentaient 75 % la population; en 2012, cette proportion était de 65 % (Merkle *et al.*, sous presse). Ainsi, cette harde compte de 130 à 188 adultes, dont une proportion inconnue sont reproductivement matures.

Parc national des Prairies (Saskatchewan)

Cette sous-population augmente constamment depuis son établissement en 2005. Elle est recensée chaque année par dénombrement sur le terrain des veaux, des jeunes d'un an et des adultes de deux ans et plus (Olson et Sissons, 2011). Selon le dernier dénombrement en mai 2013, elle comptait 317 individus, dont 17 veaux (L.

James, Parcs Canada, comm. pers.). D'après les taux de naissance antérieurs pour cette harde, la cohorte de veaux de 2013 devrait atteindre 100 individus, pour une population totale d'environ 400, dont 189 (47 %) de trois ans ou plus (Wes Olson, comm. pers.).

Sommaire pour le bison des prairies

La meilleure estimation du nombre total actuel de bisons des prairies sauvages au Canada est de 2 333 à 2 571 (tableau 2), en hausse de quelque 543 à 751 bêtes (~36 %) depuis la dernière évaluation du COSEPAC en 2004 (1 790 à 1 820; COSEPAC, 2004). Cette hausse résulte de l'établissement d'une nouvelle sous-population dans le parc national des Prairies et d'une augmentation de 47 % de la sous-population de Pink Mountain. Toutefois, durant cette période, la sous-population de la rivière Sturgeon a diminué d'environ 30 %. La sous-population de Pink Mountain, qui se trouve hors de l'aire de répartition d'origine de la sous-espèce, représente environ la moitié de la population totale du bison des prairies au Canada.

Tableau 2. Situation et tendances des sous-populations du bison des prairies incluses dans l'unité désignable. Voir à la section Taille et tendances des populations les détails sur les méthodes d'inventaire pour chaque sous-population (p. ex. l'effectif représente un dénombrement minimal pour certaines sous-populations) et, le cas échéant, les données sur la structure par âge.

Population	Province	Superficie estimée du territoire (km^2)	Estimation de la popul. totale en (année)	Estimation du n^{bre} d'indiv. matures[a]	Première estimation de la popul. (année)	Source[c]
Parc national Elk Island	Alb.	136	400 (2013)[b]	204-300		1
Rivière Sturgeon	Sask.	750	200-250 (2012)	130-188	111 (1996)	2
Rivière McCusker	Sask.	2 500	100-150 (2012)	51-113	----	3
Parc national des Prairies	Sask.	181	402 (2012)	189	71 (2005)	4
Pink Mountain	C.-B.	3 200	1 233-1 371 (2006)	629-699	877 (2003)	5
Total		6 767	**2 335 – 2 573**	**1 204-1 490**		

[a] Les nombres d'individus matures ne sont que des approximations. Voir les sources plus bas.

[b] La dernière estimation de la population est de 680 individus, mais on s'attend à en vendre jusqu'à 300 cette année, et on vise une population adulte de 275 au plus.

[c] Sources

1. Olson, 2007; Martha Allen, Parcs Canada, comm. pers. Comme il n'existe aucune donnée de terrain sur le nombre d'individus matures, on a estimé ce nombre en appliquant les proportions d'individus matures minimale (51 %) et maximale (75 %) observées chez d'autres sous-populations du bison des prairies.

2. Parks Canada, 2012; Merkle et Fortin, sous presse; Merkle *et al.*, en prép. Proportion d'adultes de deux ans ou plus : 65 % en 2011 et 75 % en 2012 (Merkle *et al.*, sous presse et en prép.).

3. Rob Tether, Saskatchewan Environment and Natural Resources, comm. pers. Comme cette sous-population n'a fait l'objet d'aucun inventaire formel, l'effectif indiqué est conjectural. On a estimé le nombre d'individus matures en appliquant les proportions d'individus matures minimale (51 %) et maximale (75 %) observées chez d'autres sous-populations du bison des prairies.

4. Olson et Sissons, 2011; Wes Olson, comm. pers.; Laura Jacobs, comm. pers. Nombre d'individus matures : 189 adultes de trois ans ou plus, selon l'estimation de W. Olson (comm. pers.)

5. Rowe, 2006; Proportion of individus matures : 51 % de femelles de deux ans ou plus et de mâles de sept ans ou plus (Rowe, 2006).

Le nombre de bisons des prairies matures (femelles de trois ans ou plus et mâles de six ou sept ans ou plus) au Canada est estimé à 1 204-1 490 d'après les meilleures données disponibles (voir les données sur la structure d'âge au tableau 2). La population actuelle du bison des prairies ne représente qu'une infime fraction de ce qu'elle était avant 1850 (Gates et Ellison, 2010), et seulement la sous-population de Pink Mountain compte plus de 500 individus. Par contre, le nombre d'individus matures présente une tendance générale à la hausse depuis trois générations.

Bison des bois

Aishihik (Yukon)

Après son établissement au début des années 1990, la sous-population d'Aishihik a été régulièrement recensée par dénombrement total jusqu'en 2006. Cette harde est passée de 350 individus en 1998 à plus de 500 en 2000 (Gates *et al.*, 2001a). De 2007 à 2011, on a estimé son effectif deux fois par année par marquage-réobservation : les bisons étaient marqués par des balles de peinture, puis réobservés à partir d'un hélicoptère (Hegel *et al.*, 2012). On a estimé l'effectif à 1 089 (IC à 90 % = 970-1 309) en 2007 et à 1 151 (IC à 90 % = 998-1 335) en 2009 (Government of Yukon, 2012). Le dernier inventaire de la sous-population a été effectué en 2011 et a donné une estimation de 1 230 individus (IC à 90 % = 1 106-1 385; Jung et Egli, 2012). La sous-population a augmenté d'environ 10 % par année depuis 1998, malgré un taux de chasse d'environ 11,5 % par année durant cette période (Jung *et al.*, 2012). Ces dernières années (2007-2011), le taux de croissance de la sous-population a diminué à environ 2,9 % par année, en grande partie en raison d'un taux de chasse élevé, mais peut-être aussi en raison de la prédation par les loups et de la mortalité due aux blessures. On a libéralisé la chasse afin de réduire l'effectif de la harde (Jung *et al.*, 2012). Dans l'inventaire de 2011, on a distingué les veaux du reste de la harde : le pourcentage moyen de veaux observés durant les relevés s'est chiffré à 19,9 %, mais le nombre d'adultes ou d'individus matures n'a pas été déterminé (Jung et Egli, 2012).

Nordquist (Colombie-Britannique)

L'effectif de la sous-population de Nordquist a été estimé par des relevés aériens et des relevés en bordure de route (Thiessen, 2010). L'effectif de cette harde établie en 2002 a été estimé à 97 individus en 2007 (Rowe, 2007) à 117 individus en 2010 (Thiessen, 2010), ce qui indique qu'il a à peu près doublé depuis 2002 (50 individus). Dans le dernier inventaire, la proportion d'adultes (de deux ans ou plus) a varié de 72 à 81 % (Thiessen 2010), ce qui représente de 84 à 95 adultes, dont une proportion inconnue d'individus matures. L'effectif semble relativement stable depuis quelques années et est limité principalement par les collisions avec des véhicules routiers (D. Fraser, British Columbia Ministry of Environment, comm. pers.). En effet, la mortalité sur les routes touche environ 10 individus par année (environ 10 %) et a même atteint 33 % une année (C. Thiessen, British Columbia Ministry of Natural Resource Operations, comm. pers.).

Nahanni (Territoires du Nord-Ouest et Colombie-Britannique)

Les premiers inventaires aériens de la sous-population Nahanni ont été effectués en 1995-1997; en 1998, on a estimé qu'elle comptait environ 160 individus (Gates *et al.*, 2001a). On l'a dénombrée par transects en bande en mars 2004 et en mars 2011 (Larter *et al.*, 2007; Larter et Allaire, 2013). On n'a appliqué aucune correction pour tenir compte des bisons non observés dans l'inventaire de 2004, mais on a appliqué un facteur de correction dans l'inventaire de 2011. Bien que le coefficient de variation était donc réduit en 2011, les deux inventaires ont donné des résultats semblables : 403 individus en 2004 et 431 individus (IC à 95 % = 218-644) en 2011. On a dénombré séparément les veaux et les autres bisons (94 %) dans l'inventaire de 2011 (Larter et Allaire, 2013), mais on n'a pas déterminé le nombre d'adultes ou d'individus matures. On effectue des relevés estivaux annuels pour déterminer la structure par sexe et par âge de la sous-population. Depuis dix ans, le nombre de veaux par 100 femelles adultes et le taux estimé de survie hivernale des veaux sont relativement stables (Larter et Allaire, 2007; N. Larter, comm. pers.).

Après plusieurs transferts de bisons dans la sous-population et la faible croissance de son effectif depuis son établissement en 1980 (synthèse de Larter et Allaire, 2007), l'effectif de la sous-population semble stable depuis au moins sept ans. Le taux d'accroissement exponentiel moyen de l'effectif depuis 1998, soit deux générations, est de 0,074. Les facteurs limitatifs comprendraient les noyades occasionnelles, les collisions avec des véhicules routiers, la chasse et peut-être aussi la mortalité d'adultes liée à l'usure excessive des dents causée par un régime alimentaire à forte teneur en silice (*Equisetum*; Larter et Allaire, 2007).

Lac Etthithun (Colombie-Britannique et Alberta)

L'effectif de cette sous-population a été estimé par dénombrement total par des relevés aériens et des relevés en bordure de route. Après qu'on a observé pour la première fois des bisons à l'est de la limite entre l'Alberta et la C.-B. en 2008, le gouvernement de l'Alberta a mené des relevés distincts dans cette partie du territoire de la sous-population. Le premier dénombrement après qu'on a libéré 43 bisons d'un enclos en 2002 a consisté en un relevé aérien en 2006, dans lequel on a observé 124 individus; on croit que ce relevé a couvert tout le territoire occupé par la harde (Rowe et Backmeyer, 2006). Un relevé aérien réalisé en C.-B. en mars 2009 a donné un nombre de 156 individus (Thiessen, 2010). Le plus récent dénombrement a été effectué en mars 2010 et a donné un résultat de 181 individus (C. Thiessen, British Columbia Ministry of Environment, comm. pers.). Durant les relevés, les bisons ont été classés en veaux, en jeunes d'un an, en mâles de deux ans ou plus et en femelles de deux ans ou plus selon leur taille corporelle et la morphologie de leurs cornes (Rowe et Backmeyer, 2006, Thiessen 2010). La proportion d'adultes (deux ans ou plus) observés s'est chiffrée à 71 % dans le relevé de 2006 (Rowe et Backmeyer, 2006) et a varié de 64 à 74 % durant les relevés en bordure de route réalisés en 2009-10 (Thiessen, 2010). La sous-population compterait donc de 116 à 134 adultes, dont une proportion inconnue d'individus matures.

L'estimation de l'effectif minimal selon un relevé effectué en 2013 dans la partie albertaine du territoire de la harde s'est chiffrée à 121 individus (y compris 19 veaux). En 2010, on a alloué aux Premières nations locales 14 permis de chasse au bison à la limite sud du territoire de la harde afin de décourager la harde d'étendre son territoire et d'entrer en conflit avec l'industrie et l'agriculture.

Hay-Zama (Alberta)

Cette sous-population fait chaque année l'objet d'un dénombrement total par transects aériens normalisés (Hermanutz et Fullerton, 2011) qui couvre assez complètement son territoire. Toutefois, un certain nombre d'individus sont inévitablement omis lorsqu'ils se trouvent dans une forêt dense, et aucun facteur de correction pour tenir compte des individus non observés n'a été appliqué. Ces relevés distinguent les veaux et les adultes. La harde est passée de 43 individus lors de son établissement en 1993 à quelque 130 individus en 2000 (Gates *et al.*, 2001a). Depuis 2000, la sous-population a crû à un taux exponentiel de 0,122 pour atteindre un sommet d'au moins 652 individus en 2008. Faisant l'objet d'une chasse avec permis annuelle depuis 2008, elle a diminué à 561 têtes en 2011. En mars 2013, on n'a recensé que 529 individus (au minimum), vraisemblablement parce qu'un certain nombre étaient morts de faim durant un hiver exceptionnellement rigoureux. De 75 à 100 individus seraient morts durant ce printemps; l'estimation finale de la population en 2013 était de 410 têtes (Government of Alberta, 2013a), dont un nombre inconnu d'individus matures. Jusqu'alors, la chasse permettait de stabiliser l'effectif de la harde, mais on a suspendu la chasse pour la saison 2013-2014 (Government of Alberta, 2013a).

Mackenzie (Territoires du Nord-Ouest)

Cette sous-population était généralement inventoriée deux fois par année de 1964 à 1998. Il s'agissait de dénombrements totaux aériens qui, avant 1989, n'étaient pas corrigés pour tenir compte des bisons non détectés. Depuis 1989, on applique un facteur de correction pour tenir compte des bisons cachés en milieu forestier dans le cadre d'un plan d'échantillonnage stratifié (Larter *et al.*, 2000). L'effectif de la sous-population a atteint un sommet de quelques 2 400 têtes en 1989 (Larter *et al.*, 2000), puis a diminué, de 35 % de 1989 à 2008 et de 18,5 % de 1998 à 2008. En 2008, le dénombrement par quadrat aérien de blocs stratifiés de forte et de faible densité de population a donné une estimation de 1 555 individus (IC à 95 % = 1 240-1 870) (T. Armstrong, Northwest Territories Department of Environment and Natural Resources, comm. pers.). En 2012, l'estimation était de 1 531 (IC à 90 % = 1 160-2 020; Armstrong, 2013). Larter *et al.* (2000) et Larter et Allaire (2007) présentent les résultats de relevés estivaux de structure de sexe et d'âge pour 1984-1998 et 1999-2006, respectivement, à savoir le nombre de veaux et de jeunes d'un an par 100 femelles adultes d'au moins deux ans. Ces relevés sont réalisés séparément des inventaires de population. En 1993, la harde comptait 21 % de veaux et de jeunes d'un an et 69 % de femelles de deux ans ou plus et de mâles de sept ans ou plus (Gates *et al.*, 1995).

Le déclin de la harde observé des années 1980 jusqu'à la fin des années 1990 est sans doute attribuable en grande partie à la prédation par le loup, aux inondations et au manque de nourriture (Larter *et al.*, 2000). À l'été 2012, la harde a subi une importante éclosion de fièvre charbonneuse, qui a causé 440 morts confirmées durant huit semaines (Government of NWT, 2013). Les données préliminaires indiquent que, contrairement à bon nombre des éclosions antérieures de cette maladie chez le bison (parc national Wood Buffalo, basses terres de la rivière des Esclaves, Mackenzie), qui tuaient proportionnellement plus les mâles, la fièvre charbonneuse de 2012 a touché plus également les diverses classes d'âge et de sexe (B. Elkin, comm. pers.). L'effectif estimé en 2013, après l'éclosion, s'est chiffré à 714 têtes (IC à 90 % = 499-1 022) (Armstrong, 2013), ce qui représente une baisse d'environ 53 % en une année, et une baisse de 70 % depuis 1989 (presque trois générations). Selon les proportions de Gates *et al.* (1995), la sous-population compterait de 344 à 705 individus matures.

Région du parc national Wood Buffalo (Alberta et Territoires du Nord-Ouest)

La métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo est évaluée comme une seule unité de population. Les différences entre les inventaires (méthode, ampleur et moment) des diverses sous-unités de la métapopulation réduisent la certitude des estimations de population et de leurs tendances. Les inventaires aériens par transects en bande du bison dans le parc national Wood Buffalo ont débuté en 1947 (Fuller, 1950). Des années 1930 aux années 1970, on estime que le parc national Wood Buffalo comptait entre 10 000 et 12 000 bisons; la population était stabilisée par des mesures de gestion comme le piégeage et l'empoisonnement de loups, l'abattage de bisons et des vaccinations (Fuller, 2002; Bradley et Wilmshurst, 2005). Dans les années 1970, lorsqu'on a cessé la gestion intensive des prédateurs et des maladies, la population dans le parc a commencé à diminuer; elle a atteint un plancher estimé à 2 200 individus en 1999. Le rôle de la maladie dans ce déclin fait l'objet d'un débat (Joly et Messier, 2004b; Bradley et Wilmshurst, 2005).

Bradley et Wilmshurt (2005) ont présenté l'historique des méthodes et résultats des relevés aériens effectués dans le parc national Wood Buffalo de 1971 à 2003. Le dernier inventaire a été réalisé en 2009 et a donné une estimation de 4 958 (IC à 90 % = 4 189-5 727; Vassal et Kindopp, 2010). L'effectif estimé a fluctué beaucoup durant seulement trois générations (~1984-2011); l'estimation actuelle est semblable à ce qu'elle était au milieu des années 1980, soit quelque 5 000 têtes (Joly et Messier, 2004b). L'estimation de 2010 comprend les effectifs dénombrés en 2009 dans les basses terres de la rivière des Esclaves, situées à l'extérieur du parc dans les T.N.-O. (Armstrong et Cox, 2011). Le nombre d'individus matures n'a pas été déterminé (Vassal et Kindopp, 2010).

De petits groupes de bisons présents près des limites ouest et sud du parc sont considérés comme faisant partie de la métapopulation. Un inventaire par marquage-réobservation de la harde du lac Ronald effectué sur une superficie de 640 km^2 en février 2010 a donné une estimation de 101 têtes (IC à 90 % = 74-159) (Powell et Morgan, 2010). En 2013, on a dénombré 186 individus (Government of Alberta, 2013b). Au dernier inventaire, la harde dans le secteur du lac Wentzel comptait 200 individus (Government of Alberta, 2011), et 11 individus résidents dans le secteur de la rivière Wabasca à l'ouest du parc (Government of Alberta, 2013a). La proportion d'adultes ou d'individus matures n'est pas déterminée dans ces inventaires.

Au total, la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo, y compris les sous-unités inventoriées séparément de 2011 à 2013, compte entre 4 586 et 6 124 bisons (tableau 3). La métapopulation a fluctué depuis environ 27 ans, mais l'estimation de l'effectif actuelle est semblable à ce qu'elle était il y a trois générations.

Tableau 3. Situation et tendances des sous-populations du bison des bois incluses dans l'unité désignable. La tendance est dégagée par la comparaison entre l'estimation actuelle de l'effectif et la première estimation faite au cours des trois dernières générations (vers 1989). Voir à la section Taille et tendances des populations les détails sur les méthodes d'inventaire pour chaque sous-population (p. ex. l'effectif représente un dénombrement minimal pour certaines sous-populations) et, le cas échéant, les données sur la structure par âge.

Sous-population (source)[a]	Province ou territoire	Superficie estimée du territoire (km^2)	Estimation la plus récente de la popul. totale (année)	Première estimation de la popul. totale (année)	Estimation du nombre d'individus matures	Tendance (%) (n^{bre} d'années)[f]
Parc national Wood Buffalo[b]	Alb. et T.N.-O.		*4 189 - 5 727 (2009)*			
Wentzel/Wabasca	Alb.		*211 (2013)*			
Lac Ronald	Alb.		*186 (2013)*			
Région du parc national Wood Buffalo (1)	Alb. et T.N.-O.	58 000	4 586 - 6 124	~5 000 (1984)	3 164-4 226[c]	~0
Parc national Elk Island (2)	Alb.	58	300 (2013)		207[c]	
Mackenzie (3)	T.N.-O.	21 000	499-1 022 (2013)	2 400 (1989)	344-705[d]	-70 (24)
Nahanni (4)	T.N.-O. et C.-B.	11 700	218-644 (2011)	160 (1998)	150-444[c]	+169 (13)
Aishihik (5)	Yn	11 000	1 106-1 385 (2011)	350 (1998)	763-956[c]	+257 (13)
Nordquist (6)	C.-B.	1 400	117 (2010)	50 (2002)	84-95[e]	+134 (8)
Lac Etthithun (7)	C.-B. et Alb.	5 000	181 (2010)	43 (2002)	116-134[e]	+321 (8)
Hay-Zama (8)	Alb.	9 000	410-420 (2013)	130 (2000)	283[c]	+219 (13)
Lac Chitek (9)	Man.	3 800	225-275 (2009)	35 (1995)	155-190[c]	+600 (14)
Total		121 480	**7 642 – 10 458**		**5 213 – 7 191**	

[a] Sources : **1.** Nota : L'unité de population de la région du parc national Wood Buffalo est une métapopulation qui occupe le parc et ses environs. Elle comprend les sous-populations du parc national Wood Buffalo, des basses terres de la rivière des Esclaves, de Wabisca, de Wentzel et du lac Ronald, qui interagissent sans doute entre elles, mais qui sont surveillées et gérées séparément. Estimations actuelles : Vassal et Kindopp (2010); Armstrong et Cox (2011), Government of Alberta (2011, 2013a). Estimations passées : Joly et Messier (2004b). **2.** Estimation actuelle : M. Allen, Parcs Canada, comm. pers.; Olson (2007). Les bisons de cette sous-population sont capturés deux fois par année, ce qui permet de les recenser. Son effectif est gardé relativement constant en éliminant des jeunes conformément aux objectifs pour cette sous-population. **3.** Estimation actuelle : Armstrong (2013); estimation de 1989 : Larter *et al.* (2000). **4.** Estimation actuelle : Larter et Allaire (2013); estimation de 1998 : Gates *et al.* (2001a). **5.** Estimation actuelle : Jung et Egli (2012); estimation de 1998 : Gates *et al.* (2001a). **6.** Thiessen (2010). **7.** Rowe et Backmeyer (2006). **8.** Estimation actuelle : Government of Alberta (2013a); estimation de 2000 : Gates *et al.* (2001a). **9.** Estimation actuelle : Brian Joynt, Manitoba Environment and Natural Resources, comm. pers.; estimation de 1995 : Gates *et al.* 2001a.

[b] L'estimation pour le parc national Wood Buffalo comprend les données de l'inventaire effectué par les T.N.-O. dans les basses terres de la rivière des Esclaves (Armstrong et Cox, 2011).

[c] Aucune donnée de terrain; le nombre d'individus matures est estimé selon Gates *et al.* (2000).

[d] Voir dans le corps du texte (Taille et tendances des populations) comment le nombre d'individus matures a été estimé pour chaque sous-population .

[e] Nombre d'adultes (de deux ans ou plus).

[f] Sur trois générations au plus (24 ans, vers 1989).

Parc national Elk Island (Alberta)

Comme pour le bison des prairies du parc national Elk Island, cette sous-population est dénombrée deux fois par année année lorsqu'on la regroupe dans des enclos afin de prélever des individus excédentaires et de recueillir des données de structure par âge et par sexe sur un sous-ensemble de la harde, ce qui a été fait en mars 2013 (M. Allen, Parcs Canada, pers.comm.). On effectue chaque hiver un relevé aérien des ongulés, ce qui permet de déterminer le nombre minimal de bisons. À la suite d'une analyse des options pour ongulés réalisée en 2009 afin de gérer les fortes densités de bisons, de wapitis, d'orignaux et de cerfs dans le parc de 194 km^2, on a abaissé l'effectif cible des bisons des bois adultes à 260-300 individus (Agence Parcs Canada, 2009). En 2013, l'effectif estimé se chiffrait à 300 individus (M. Allen, Parcs Canada, pers. comm). .

Lac Chitek (Manitoba)

La harde du lac Chitek est passée de 35 têtes en 1995 à 50 têtes à la fin de 1996. En 2000, l'effectif de la sous-population était estimé à 70 individus (Gates *et al.*, 2001a). Le plus récent relevé aérien a été réalisé en 2009 lorsqu'on a observé 208 individus (dénombrement minimal) dans une partie du territoire de la harde (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.). L'effectif de la sous-population a été estimé à 225-275 individus, ce qui correspond à une hausse annuelle moyenne de 12,7 % depuis son établissement. On ignore le nombre d'adultes ou d'individus matures. On croit que les neiges épaisses et les vastes inondations des dernières années ont réduit l'effectif de la harde (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.). Elle aurait atteint la capacité de charge de son territoire, et on juge indésirable toute expansion de son territoire dans les zones agricoles au sud (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.).

Sommaire pour le bison des bois

L'effectif total des sous-populations incluses dans l'UD du bison des bois au Canada est passé de quelque 1 827 individus en 1987 (Ruckstahl, 2000) à 6 150 individus en 2000 (Gates *et al.*, 2001a) et à 7 642-10 458 individus en 2013 (tableau 3). Calculée à partir de la valeur médiane de cette dernière estimation (9 050), la hausse de la population totale de bisons des bois se chiffre à environ 395 % au cours des trois dernières générations (24 ans) et à 47 % depuis la dernière évaluation du COSEPAC il y a 13 ans. La hausse est attribuable en bonne partie à l'ajout d'individus à une sous-population et à l'établissement de cinq nouvelles sous-populations, dont une, celle du lac Etthithun, a été établie en 2002, après la dernière évaluation du COSEPAC. Toutefois, la population actuelle du bison des bois représente toujours moins de 5 % de ce qu'elle était à l'origine, et seules trois sous-populations comptent actuellement plus de 500 individus. Deux sous-populations ont subi une importante mortalité en 2013 : environ 20 % de la sous-population de Hay-Zama est morte de faim après un hiver rigoureux, et on estime que la sous-population du Mackenzie a diminué de 53 % en une année en raison d'une

éclosion de fièvre charbonneuse. La métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo, laquelle représente environ 60 % de l'UD, est infectée par la tuberculose et la brucellose bovines et elle fait l'objet de mesures régionales visant à réduire le risque de propagation de ces maladies à d'autres sous-populations. On ignore la structure par âge de la plupart des sous-populations, mais lorsqu'on applique la proportion estimée générale de 69 % (Gates *et al.*, 1995) aux effectifs de ces sous-populations, on obtient une estimation de 5 213 à 7 191 individus matures pour l'ensemble de la population du bison des bois (tableau 3).

Immigration de source externe

Il existe plusieurs sous-populations sauvages de bisons des prairies aux États-Unis, mais elles n'ont offrent aucune possibilité de rétablissement naturel de sous-populations au Canada. La plus proche de ces sous-populations est celle du parc national Yellowstone, quelque 450 km au sud de la frontière du Canada. Bien que le bison des prairies ait pu se déplacer sur cette distance jadis, aucun bison n'a fait un déplacement de cette ampleur dans les temps modernes. De toute façon, on ne laisserait pas un bison se déplacer très loin dans le paysage actuel, dominé par l'élevage de bovins. Le bison du parc national Yellowstone est infecté par la brucellose, et les individus qui migrent hors de cette aire protégée sont soumis à des mesures de contrôle (Fuller *et al.*, 2007; Bidwell, 2009), ce qui empêcherait tout individu malade de migrer dans le sud de l'Alberta. La plus proche sous-population exempte de maladie hors du Canada se trouve près de Delta Junction (Alaska), environ 230 km de la frontière du Yukon et 2 000 km de la limite nord de l'aire de répartition d'origine du bison des prairies. On ne laisserait pas des bisons de cette harde se déplacer au Yukon parce qu'ils y menaceraient la conservation du bison des bois.

L'aire de répartition d'origine du bison des bois s'étendait jadis en Alaska, mais tous les bisons des bois sauvages actuels se trouvent au Canada. Il n'y a donc aucune possibilité d'immigration de source externe. En outre, on prévient les déplacements entre la plus grande sous-population (métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo) et les hardes les plus proches (celles du Mackenzie ou de Hay-Zama) (voir **Menaces**).

MENACES ET FACTEURS LIMITATIFS

Facteurs limitatifs

Petite taille de population, diversité génétique et dépression de consanguinité

Le bison d'Amérique est passé par un goulot d'étranglement extrême lorsque sa population est passée de dizaines de millions à quelques centaines d'individus dans les années 1880. De 1873 à 1904, il restait moins de 500 bisons dans six troupeaux en captivité et deux hardes sauvages (parcs nationaux Yellowstone et Wood Buffalo), dont sont issus tous les bisons des bois et bisons des prairies qui existent aujourd'hui (Halbert *et al.*, 2005). Ainsi, la population actuelle ne constitue qu'un petit vestige de la diversité génétique passée de l'espèce (Wilson et Zittlau, 2004).

Toutes les sous-populations du bison des bois sauf la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo ont été établies par un petit nombre d'individus. L'effet fondateur et/ou la dérive génétique ont influé sur le degré de diversité génétique de ces sous-populations (Wilson et Strobeck, 1999; Wilson *et al.*, 2005; McFarlane *et al.*, 2006). Olech (1987) a montré que le taux de reproduction du bison d'Europe diminue lorsque la consanguinité augmente. Au Texas, Halbert *et al.* (2004) ont étudié les effets observé et prédit d'une faible diversité génétique sur une sous-population isolée de bisons des prairies. Une faible diversité génétique peut limiter la capacité d'une population à s'adapter aux changements environnementaux et peut mener à la dépression de consanguinité (Wilson and Strobeck 1999; Halbert *et al.* 2004).

Selon Hedrick (2009) et Gross *et al.* (2010), on ne doit pas craindre une dérive génétique et une réduction de la diversité chez les sous-populations de plus de 1 000 bisons. Par contre, étant donné la polygynie du bison, les sous-populations plus petites peuvent souffrir de problèmes génétiques se traduisant par une réduction de leur effectif efficace. Seules deux sous-populations du bison des bois (la harde d'Aishihik et la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo) et une sous-population du bison des bois (celle de Pink Mountain) comptent actuellement plus de 1 000 individus. Deux des sous-populations de plus de 1 000 individus (hardes d'Aishihik et de Pink Mountain) sont gérées de façon à en réduire les effectifs, tandis que l'autre, la métapopulation de Wood Buffalo, est gérée pour une expansion géographique en raison des préoccupations liées aux maladies.

Aucun effet mesurable de perte de diversité génétique ou de dépression de consanguinité n'a été observé chez le bison des prairies ou le bison des bois au Canada (Wilson et Zittlau, 2004). Toutefois, les seules sous-populations du bison des prairies au Canada dont on a évalué la diversité génétique sont celles des parcs nationaux Elk Island et Wood Buffalo (Wilson et Strobeck, 1999), chez lesquelles on a trouvé une diversité étonnamment élevée. On ignore le degré de diversité génétique des sous-populations des rivières Sturgeon et McCusker, mais ces sous-populations sont issues d'un petit nombre d'individus et sont restées isolées sur le plan de la reproduction. Le petit nombre d'individus fondateurs, la petite taille de population et

l'isolement reproductif sont préoccupants chez le bison des prairies. La perte de diversité génétique par dérive génétique constitue vraisemblablement une menace à court terme (trois prochaines générations) faible à modérée pour le bison des prairies et le bison des bois.

Menaces

La classification des menaces qui suit est fondée sur le système unifié de classification des menaces de l'Union internationale pour la conservation de la nature et du Partenariat pour les mesures de conservation (Conservation Measures Partnership) (Master *et al.*, 2009). Les menaces ont été évaluées séparément pour le bison des prairies et le bison des bois. Les résultats sur l'impact, la portée, la gravité et la situation dans le temps des menaces sont présentés sous forme de tableau à l'annexe 1 pour le bison des prairies et à l'annexe 2 pour le bison des bois. L'impact global des menaces calculé est très élevé pour le bison des prairies et élevé pour le bison des bois. Les paragraphes qui suivent présentent des descriptions narratives des menaces par ordre décroissant d'impact des menaces pour les deux unités désignables, bien que chaque menace n'ait pas nécessairement le même impact sur le bison des prairies et le bison des plaines.

Impact élevé ou très élevé

Chasse et régulation des populations (5.1)

Historiquement, la surchasse a constitué une importante menace pour le bison sauvage, ayant presque causé sa disparition vers 1900 (Isenberg, 2000). Trois des cinq sous-populations du bison des prairies (Pink Mountain, rivière McCusker et rivière Sturgeon) et six des neuf sous-populations du bison des bois (hardes d'Aishihik, du lac Etthithun, de Hay-Zama, de Nahanni, du lac Chitek et une partie de la métapopulation de Wood Buffalo [basses terres de la rivière des Esclaves]) font l'objet d'une chasse. On a interdit la chasse de la sous-population du Mackenzie en 2012-2013, à la suite d'une forte mortalité causée par la fièvre charbonneuse. La chasse constitue une mesure de gestion pour limiter la croissance de population et l'expansion du territoire des hardes et réduire les conflits bisons-humains. Des groupes autochtones chassent aussi le bison à des fins alimentaires et culturelles. La chasse par des non-Autochtones est réglementée pour toutes les sous-populations sauf à l'extérieur de certaines zones de gestion du bison en Alberta et dans les basses terres de la rivière des Esclaves où les Autochtones peuvent chasser sans restriction.

Le prélèvement de bisons par la chasse ou l'abattage sélectif constitue souvent un moyen de limiter l'effectif des sous-populations, généralement en fonction de la capacité de charge sociale, soit les limites d'acceptabilité ou de tolérance locale du bison sauvage. Cette menace a un impact très élevé pour le bison des prairies et un impact élevé pour le bison des bois, avec une forte possibilité de réduction de certaines sous-populations au cours des dix prochaines années (annexes 1 et 2). Par exemple, l'intolérance au risque de propagation de la tuberculose et de la brucellose bovines du

parc national Wood Buffalo à des sous-populations de bisons sauvages non infectés et au bétail a donné lieu à des politiques et programmes visant à réduire ces risques. On décourage fortement ou on interdit la colonisation par le bison de milieux inoccupés près de hardes malades, ainsi que la connectivité entre sous-populations adjacentes, par l'établissement de zones d'exclusion du bison. Une vaste zone d'exclusion du bison fait l'objet d'une surveillance active dans les T.N.-O., et la chasse non réglementée du bison dans cette zone et autour de parc national Wood Buffalo, en Alberta, limite les déplacements et la croissance des populations de bisons dans ces secteurs. L'idée d'éliminer les maladies chez la métapopulation de Wood Buffalo en l'éradiquant et en la remplaçant par des bisons exempts de maladies du parc national Elk Island fait l'objet d'un débat animé (Shury *et al.*, 2006; Nishi, 2010). On décourage activement la croissance et l'expansion spatiale de la sous-population de Hay-Zama afin de la protéger contre l'exposition aux maladies. Si cette harde devenait infectée par une maladie, il est très probable qu'il faudrait abattre toute la harde (Government of Alberta, 2011).

Le récent plan de gestion du bison des bois au Yukon (Government of Yukon, 2012) prévoit de limiter la taille et la répartition de sa population. Il établit des zones d'exclusion là où le bison entre en conflit avec des valeurs communautaires ou constitue un danger pour la circulation routière. L'objectif de gestion quinquennal pour la sous-population d'Aishihik est d'en réduire l'effectif d'environ 19 % (Government of Yukon, 2012). À partir de 2008, la sous-population de Hay-Zama a été réduite d'environ 700 à quelque 400 individus, et l'objectif de gestion consiste à utiliser la chasse pour maintenir la sous-population entre 400 et 600 individus. Au total, 1 426 bisons des bois de la sous-population d'Aishihik et plus de 500 bisons de la sous-population de Hay-Zama ont été prélevés depuis le début de la chasse en 1998 et en 2008, respectivement (Government of Alberta, 2011; Government of Yukon, 2012).

La harde de bisons des bois de la rivière McCusker fait l'objet d'une chasse non réglementée, et la pression de chasse augmentera sans doute avec l'accessibilité accrue du public en raison du développement industriel (foresterie et exploitation pétrolière et gazière) dans la région autour du polygone de tir aérien de Cold Lake. Ni l'effectif de la harde, ni le nombre de bisons prélevés ne sont surveillés (R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.). Quant à la sous-population de la rivière Sturgeon, on en prélève des individus si le nombre de bisons qui fréquentent les zones agricoles près du parc dépasse le niveau acceptable pour les propriétaires fonciers. La surchasse (surtout de femelles) est citée comme une des principales causes de la tendance actuelle à la baisse de cette sous-population (S. Cherry, Parcs Canada, comm. pers.). On gère l'effectif et la répartition de la harde de Pink Mountain par une chasse réglementée afin de la confiner à une zone de gestion et d'en maintenir l'effectif à une certaine cible. Le parc national Elk Island limite les effectifs de ses sous-populations de bisons des prairies et de bisons des bois par des prélèvements biennaux (les bisons prélevés sont vendus pour la plupart). En outre, on abat à l'occasion des bisons qui présentent un risque pour la sécurité publique.

Impact moyen ou élevé

Espèces envahissantes et autres espèces problématiques (maladie)(8)

Le bison est touché par un large éventail d'agents pathogènes qui présentent une pathobiologie et une épidémiologie très semblables à ce qu'elles sont chez les bovins d'élevage (Tessaro, 1989). La présence d'une maladie à déclaration obligatoire peut donner lieu à l'abattage de hardes infectées et de hardes qui risquent d'être infectées (Nishi *et al.*, 2002a; Gates et Ellison, 2010; Nishi, 2010). Si des maladies à déclaration obligatoire se propageaient à des populations non infectées, l'acceptabilité locale du bison des prairies ou du bison des bois serait réduite.

Reynolds *et al.* (2003) et Aune et Gates (2010) ont publié des synthèses exhaustives sur les maladies du bison et leur gestion. Les maladies (considérées séparément dans les annexes 1 et 2 comme des « espèces indigènes problématiques » [8.2] et des « espèces indigènes envahissantes » [8.1]) qui ont causé les mortalités les plus importantes (dues aux maladies elles-mêmes ou aux interventions pour les combattre) sont abordées dans les paragraphes suivants.

La *fièvre charbonneuse* est une maladie bactérienne infectieuse causée par le *Bacillus anthracis* qui forme des endospores (Dragon et Rennie, 1995; Gates *et al.*, 2001b). Cette bactérie peut rester dormante dans le sol durant de longues périodes et produire des éclosions et une mortalité sporadiques. Une récente étude sur la phylogéographie de la fièvre charbonneuse appuie l'hypothèse voulant que cette maladie du bison du nord du Canada provienne de l'Asie et qu'elle ait été transportée par les premiers humains qui sont arrivés en Amérique du Nord par l'isthme paléogéographique de Béring (Kenefic *et al.*, 2009). La forme du *Bacillus anthracis* qui cause les éclosions de fièvre charbonneuse chez le bison du Canada est toutefois considérée comme une espèce indigène (Ferguson et Laviolette, 1992; Gates *et al.*, 2001a,b; Reynolds *et al.*, 2003; Aune et Gates, 2010), mais les humains jouent un rôle important dans sa prolifération et sa dispersion (Dragon *et al.*, 1999; Aune et Gates, 2010).

Après avoir été inhalées ou ingérées par un hôte susceptible, les endospores germent, et la forme végétative de la bactérie se multiplie dans le sang en libérant des toxines qui causent une septicémie et la mort de l'hôte (Dragon et Rennie, 1995). Les endospores très résistants libérés d'une carcasse peuvent rester viables dans le sol durant des décennies avant d'infecter un nouvel hôte (Dragon et Rennie, 1995; Dragon *et al.*, 2005). Des facteurs climatiques, comme la saison, la température et la sécheresse, jouent un rôle dans le déclenchement d'épizooties de fièvre charbonneuse (Gates *et al.*, 2001b). Selon Gates *et al.* (2001b), les éclosions estivales de la maladie se produisent après une inondation suivie de températures élevées et d'une sécheresse. Les rôles joués par des facteurs environnementaux comme le type de sol et l'excavation du sol sont mal définis malgré les tentatives de les évaluer (Dragon *et al.*, 2005).

On signale périodiquement des éclosions de fièvre charbonneuse chez le bison sauvage dans les basses terres de la rivière des Esclaves et le parc national Wood Buffalo (Gates *et al.*, 2001b; Nishi *et al.*, 2002b; Nishi *et al.*, 2007), la réserve de bisons Mackenzie (Gates *et al.*, 1995) et le parc national de Prince Albert (Shury *et al.*, 2009). De 1962 à 1971, la fièvre charbonneuse et les programmes d'abattage intégral et de vaccination menés pour la combattre ont causé la mort de 2 800 bisons des bois (Dragon et Elkin, 2001), et plusieurs éclosions se sont produites dans les mêmes régions les années suivantes (Gates et Aune, 2010). En 2012, la maladie a causé chez la sous-population du Mackenzie le plus fort pourcentage de mortalité observé chez le bison sauvage : on a trouvé 440 carcasses durant une période de huit semaines, ce qui constitue sans doute une sous-estimation de la mortalité réelle (B. Elkin, NWT Department of Environment and Natural Resources, comm. pers.). Un dénombrement effectué après l'éclosion a montré que l'effectif de la sous-population avait diminué de 53 % (voir **Taille et tendances des populations**).

La fièvre charbonneuse n'est susceptible d'apparaître que dans certaines conditions environnementales là où des éclosions passées ont laissé des endospores. On a modélisé sa niche écologique aux États-Unis (Blackburn *et al.* 2007), mais pas au Canada. Outre les deux sous-populations de bisons des bois et la sous-population de bisons des prairies qui ont subi des éclosions de fièvre charbonneuse, les sous-populations du parc national des Prairies et de la rivière McCusker en Saskatchewan pourraient également y être susceptibles.

Brucellose et tuberculose bovines. Le transfert de bisons des prairies dans le parc national Wood Buffalo dans les années 1920 (voir **Historique du déclin et des premiers travaux de rétablissement du bison d'Amérique au Canada**) a donné lieu à l'introduction de la brucellose bovine (*Brucella abortus*) et de la tuberculose bovine (*Mycobacterium bovis*) dans la métapopulation de bisons des bois de la région du parc national Wood Buffalo (Tessaro, 1988; Joly et Messier, 2004a).

La brucellose bovine est une maladie exotique introduite causée par la bactérie *Brucella abortus* qui s'attaque principalement à l'appareil reproducteur et qui provoque des avortements. Elle cause également des bursites et les épididymites (Tessaro, 1989). Elle se transmet principalement par contact direct avec des liquides utérins infectieux, des fœtus avortés ou de la nourriture, de l'eau ou du sol contaminés par ces liquides (Thorne *et al.*, 2001). Davis *et al.* (1990, 1991) ont montré que l'infection au *Brucella* a causé un taux d'avortement supérieur à 90 % chez les femelles gravides pour la première fois. La maladie peut aussi provoquer de l'arthrite, ce qui accroît la vulnérabilité des bisons à la prédation (Tessaro, 1988).

Une autre maladie exotique, la tuberculose bovine, est causée par la bactérie *Mycobacterium tuberculosis* et touche principalement l'appareil respiratoire. Elle est surtout transmise d'un bison à un autre par des aérosols. Elle peut toucher n'importe quel organe et se manifeste par des abcès ou de très petites lésions. Elle compromet la fécondité et la survie des bisons (Joly et Messier, 2004b, 2005). Elle peut réduire la fertilité, affaiblir les individus infectés, les rendre plus vulnérables à la prédation et, à un stade avancé, les tuer (Tessaro, 1989).

Joly et Messier (2004a) ont observé des taux de prévalence de la tuberculose et de la brucellose de 49 % et 31 %, respectivement, chez la métapopulation de bisons des bois de la région du parc national Wood Buffalo. Ces deux maladies peuvent réduire la croissance de la population, particulièrement lorsqu'elles sont associées à la prédation par le loup. Tessaro (1988) a estimé qu'à un stade avancé, la tuberculose peut causer une mortalité de 4 à 6 % chez le bison, sans doute en raison d'une plus grande vulnérabilité à la prédation par le loup. Joly et Messier (2005) ont observé que les bisons du parc national Wood Buffalo porteurs des deux maladies étaient moins susceptibles d'être gravides ou de survivre l'hiver que ceux qui étaient exempts des maladies ou n'en portaient qu'une. Toutefois, les interprétations sont contradictoires en ce qui concerne l'impact des deux maladies en synergie avec la prédation sur la dynamique de population de la métapopulation de bisons des bois de la région du parc national Wood Buffalo (Carbyn *et al.*, 1993; Carbyn, 1998; Joly et Messier, 2004b; Bradley et Wilmshurst, 2005).

Les mesures de gestion prises pour restreindre l'étendue géographique de ces maladies et les empêcher de se propager aux hardes de bisons voisines non infectées limitent considérablement le potentiel de rétablissement du bison des bois (Joly et Messier, 2004b; Joly et Messier, 2005). On décourage activement la colonisation par le bison de vastes étendues de milieux inoccupés qui lui sont propices afin de contenir les bisons malades de la métapopulation de Wood Buffalo (Gates *et al.*, 2001a). De plus, l'ajout de bisons à des sous-populations isolées pour en accroître la diversité génétique est considérablement limité par la possibilité d'introduire ces maladies dans des sous-populations qui en sont exemptes. Aucune des deux maladies n'a été décelée chez d'autres sous-populations de bisons sauvages au Canada.

La *fièvre catarrhale maligne* (FCM) est une maladie habituellement mortelle chez le bison. Le virus de la FCM du mouton (herpèsvirus ovin 2799 de type 2) ne provoque pas de maladie chez son hôte naturel, mais il produit des infections souvent mortelles chez le bison (Heuschele et Reid, 2001), les taux de mortalité allant jusqu'à 100 % (Schultheiss *et al.*, 2000). Aux États-Unis, le virus est commun chez les chèvres (61 %) et moutons (53 %) domestiques (Li *et al.*, 1996). Peu important si la FCM est aiguë ou chronique, l'infection progresse rapidement et cause la mort du bison dans la plupart des cas. Certains bisons se rétablissement, mais ils restent infectés (Schultheiss *et al.*, 1998). Le contact direct entre des bisons et des moutons constitue la source d'infection la plus probable. Trois des cinq sous-populations sauvages du bison des prairies se trouvent dans des régions agricoles où l'élevage est répandu (parc national Elk Island, rivière Sturgeon et parc national des Prairies). Le pâturage de moutons ou de chèvres à moins de 5 km de ces sous-populations présente un risque de propagation de la FCM à ces bisons (Schultheiss *et al.*, 2000).

D'autres maladies des bovins pourraient présenter de graves menaces pour le bison d'Amérique. Par exemple, la maladie de Johne est une maladie émergente préoccupante pour la conservation du bison. Il s'agit d'une infection chronique mortelle du tube digestif qui cause une grave inflammation du tube digestif et compromet ainsi la capacité d'absorption des nutriments. La maladie est causée par le *Mycobaterium avium* de la sous-espèce *paratuberculosis* (MAP) (Forde *et al.*, 2013), une bactérie que les individus infectés excrètent dans leur lait ou leurs matières fécales. La maladie présente souvent une longue phase subclinique qui peut durer jusqu'à dix ans, durant laquelle l'individu infecté ne montre aucun signe clinique de la maladie. Habituellement introduit dans une population par l'arrivée d'individus infectés, le MAP peut se propager rapidement, particulièrement dans les populations de forte densité. Le MAP est un organisme robuste qui est difficile à éradiquer une fois qu'il est établi dans une population. Il n'existe aucun remède ou traitement contre la maladie de Johne chez les bovins. Le MAP, qui infecte largement les bovins et moutons d'élevage, a récemment été signalé chez le bison des prairies (Ellingson *et al.*, 2005) et le bison des bois (Sibley *et al.*, 2007). Forde *et al.* (2013) ont décelé la présence du MAP dans les neuf sous-populations du bison des bois évaluées dans le présent rapport. Le MAP pourrait également être présent chez toutes les sous-populations du bison des prairies au Canada, mais on ne l'a pas vérifié. On ignore cependant si sa présence cause la maladie de Johne chez le bison, comme c'est le cas chez les bovins et moutons d'élevage, et on n'a observé aucun bison sauvage qui présentait des signes cliniques de la maladie.

La bactérie *Mycoplasma bovis* est un autre agent pathogène émergent qui infecte le bison et cause la pneumonie et l'arthrite. Plusieurs éclosions récentes de cette maladie ont causé une forte mortalité chez des troupeaux de bisons commerciaux aux États-Unis et au Canada (Woodbury et Windeyer, 2012); la maladie a tué 53 des 194 individus d'un troupeau, dont 45,5 % des femelles adultes (Janardhan *et al.*, 2010). Aune et Gates (2010) ont passé en revue d'autres maladies préoccupantes pour la conservation du bison d'Amérique.

Changement climatique et phénomènes météorologiques violents (11)

Il y a eu de nombreux cas de conditions météorologiques exceptionnelles qui ont causé de fortes mortalités de bisons, particulier de bisons des bois. Historiquement, les crues printanières résultant de la fonte de fortes accumulations de neige ont causé la noyade de milliers de bisons, et des mortalités massives ont été attribuées à des hivers marqués par une forte accumulation de neige et des redoux qui ont formé des croûtes de glace à la surface de la neige (Dary, 1989, cité dans Gogan *et al.*,2010). De nos jours, il se produit parfois des noyades massives durant les crues printanières ou lorsque des groupes de bisons tentent de traverser des plans d'eau couverts d'une mince couche de glace au printemps (Larter *et al.*, 2003).

Toutes les sous-populations de bisons peuvent subir des mortalités par noyade à tout moment de l'année; il s'agit de phénomènes stochastiques. Durant les crues au printemps et au début de l'été (de mai à juillet), des bisons sont parfois emportés par le courant et se noient (Larter et Allaire, 2007). Les bisons se font facilement piéger lorsque la glace cède sous leur poids (Carbyn *et al.*, 1993). Reynolds *et al.* (2003) a signalé que des bisons se noient chaque année lorsqu'ils sont emportés par la crue printanière ou qu'ils passent à travers une glace trop mince. À l'automne et au printemps, la glace mince qui recouvre les lacs et les rivières peut céder sous le poids des bisons qui tentent de traverser ces plans d'eau (Larter *et al.*, 2003). Des bisons peuvent aussi se noyer dans le sillage de gros bateaux sur certaines rivières, p ex. la rivière Liard. Plusieurs sous-populations du bison des bois ont subi des mortalités massives par noyade. Par exemple, une inondation qui s'est produite en 1974 dans le delta des rivières de la Paix et Athabasca (dans le parc national Wood Buffalo) a tué au moins 3 000 bisons. Selon Haynes (1988), cette année-là, les niveaux d'eau étaient déjà élevés, et les individus étaient affaiblis parce que leurs pâturages hivernaux étaient largement englacés. Une autre année, 177 bisons de la harde du MacKenzie se sont noyés lorsque la glace printanière du lac Falaise a cédé sous leur poids (Gates *et al.*, 1991). Comme la harde Nahanni fréquente les deux côtés de la vallée de la Liard, la traversée de la rivière à la nage constitue un élément important de l'écologie de cette sous-population (Larter *et al.*, 2003; Larter et Aillaire, 2007). Les inondations réduisent l'habitat des bisons du sud du parc national Wood Buffalo et du Mackenzie, ce qui modifie leur répartition et leur dynamique de population.

Le bison est morphologiquement moins bien adapté (forte charge sur les pieds et poitrail bas) à la neige profonde que d'autres ongulés des régions tempérées, comme le cerf, l'orignal et le wapiti (Telfer et Kelsall, 1979, 1984). Durant les hivers très neigeux, le bison, contrairement aux cervidés, exploite peu la végétation ligneuse (Telfer et Kelsall, 1979), de sorte que l'épaisse couche de neige l'empêche de se nourrir adéquatement, ce qui peut le faire mourir de faim. Les bisons matures étant les plus lourds, ils constituent peut-être le segment le plus vulnérable de la population à la neige profonde (Telfer et Kelsall, 1979). La neige profonde nuit à l'état nutritionnel du bison et à ses déplacements, ce qui le rend plus vulnérable à la prédation par le loup que les cervidés (Telfer et Kelsall, 1984). Les années de neige profonde, la mortalité augmente, et la production de veaux ou leur survie diminue. Par exemple, l'hiver

rigoureux de 2013 a causé la mort (de faim) de 75 à 100 bisons de la harde de Hay-Zama, soit un cinquième de la sous-population (voir **Taille et tendances des populations**). Le pourcentage de veaux dans la sous-population d'Aishihik avait diminué d'environ 25 % après l'hiver très neigeux de 2008-2009, durant lequel on a observé des femelles adultes en mauvais état, et la harde du lac Chitek a récemment subi une forte mortalité après un hiver rigoureux (voir **Taille et tendances des populations**).

Selon Woodhouse *et al.* (2002) et Isenberg (2000), de graves sécheresses régionales auraient contribué au déclin du bison des prairies au milieu du XIX^{e} siècle. La sécheresse peut poser problème pour le bison des prairies du parc national des Prairies, car il y a peu de cours d'eau et de terres humides dans ce paysage de prairie mixte.

Le changement climatique pourrait accroître la taille et la fréquence des feux de forêt (Flannigan *et al.*, 2009; McCoy et Burn, 2005), mais on peut combattre ces feux. On ignore dans quelle mesure les feux créent de l'habitat, c'est-à-dire dans quelle mesure les premiers stades de succession après un feu peuvent constituer un habitat pour le bison. L'effet des feux sur les forêts pourrait profiter aux trois sous-populations du bison des prairies (Pink Mountain, rivière McCusker et rivière Sturgeon) qui occupent des régions boisées.

Agriculture (2)

Le potentiel de rétablissement du bison des prairies a été considérablement réduit par la colonisation agricole et la conversion de terres à l'agriculture dans les zones de prairie et de forêt-parc des provinces des Prairies (voir **Tendances en matière d'habitat**). L'accroissement de la taille et de la répartition des troupeaux commerciaux privés de bisons en captivité dans les provinces de l'Ouest réduisent également la disponibilité de pâturages pour le rétablissement du bison des prairies et du bison des bois sauvages. Il se produit encore des pertes d'habitat en raison de la conversion de parcours naturels en terres cultivées, la menace la plus importante étant la vente de parcours publics (p. ex. terres de l'Administration du rétablissement agricole des Prairies) pour y pratiquer l'agriculture, particulièrement en Saskatchewan (Arbuthnott et Schmutz, 2013). Dans les zones agricoles où le bison sauvage est présent, il entre en conflit avec la production végétale. L'expansion de l'agriculture touche toutes les sous-populations du bison des bois, particulièrement celles du lac Chitek, de Hay-Zama et du lac Etthithun, ainsi que la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo.

La perception d'une concurrence du bison avec les intérêts agricoles dans les paysages de prairie qui lui seraient propices ajoute une importante dimension à cette menace ou obstacle à son rétablissement (Aune et Wallen, 2010). Le pâturage du bétail et de bisons appartenant à des intérêts privés sur des terres publiques constitue une menace pour le bison des bois sauvage pour plusieurs raisons, notamment l'exclusion du bison sauvage des pâturages, l'intolérance à son égard et l'introgression de gènes liés à la domestication de bisons d'élevages commerciaux si ceux-ci se mêlent aux bisons sauvages (voir la section suivante). Ainsi, le pâturage de bétail et les élevages de bions commerciaux empêchent le rétablissement du bison sauvage sur certaines terres publiques qui lui seraient propices, ce qui touche toutes les sous-populations du bison des prairies et les sous-populations du bison des bois d'Aishihik, de Hay-Zama et du lac Chitek.

Impact faible ou moyen

Introduction de matériel génétique (8.3)

L'hybridation entre des espèces de *Bos* partout au monde est un phénomène bien connu. Le bison et le bœuf (*Bos taurus*) ne produisent pas d'hybrides de façon naturelle, mais on les a délibérément croisés à la fin du XIX^{e} siècle afin de créer un bœuf plus robuste. Cette expérience a été considérée comme un échec et a été abandonnée au bout de 20 ans (Coder, 1975), et il est maintenant rare que l'on croise intentionnellement les deux espèces, particulièrement au Canada (Singer, 2005). Néanmoins, comme la pratique était courante lorsque la population de bisons de l'Amérique du Nord était à son point le plus bas, elle a laissé des traces évidentes dans le génome actuel du bison des prairies.

Les premières analyses publiées d'ADNmt ou de microsatellites chez des populations sauvages de bisons des bois ou de bisons des prairies au Canada n'ont pas révélé de marqueurs ADNmt ou microsatellites attribuables à l'introgression de gènes de bovins d'élevage (Polziehn *et al.*, 1995; Ward *et al.*, 1999; Wilson et Strobeck, 1999), mais ces analyses n'avaient alors qu'une capacité limitée de détection de ces marqueurs. Halbert *et al.* (2005) n'ont trouvé aucune indication de l'introgression de gènes mitochondriaux ou nucléaires de bovins domestiques chez quatre sous-populations de bisons sauvages du Canada (sous-populations du bison des pariries et du bison des bois du parc national et sous-populations du bison des bois du MacKenzie et du parc national Wood Buffalo). La plupart des sous-populations de bisons sauvages du Canada ont été établies à partir de bisons du parc national Elk Island, lesquels constituent une des rares sources de bisons exempts d'introgression de gènes de bovins domestiques (Halbert *et al.*, 2005; Hamilton *et al.*, 2009). Aux États-Unis, l'introgression de gènes par hybridation avec des bovins domestiques a été mise en évidence chez bon nombre de sous-populations modernes du bison des prairies et elle est présente chez presque tous les troupeaux commerciaux (Halbert et Derr, 2007). Les 63 individus analysés du troupeau de bisons Old Man on His Back Plains en Saskatchewan (fondé par des bisons du parc national Elk Island) étaient tous exempts de gènes de bovins domestiques, contrairement aux sept troupeaux privés des

États-Unis analysés dans la même étude (Hamilton *et al.*, 2009). De nombreux élevages privés obtiennent des bisons excédentaires du parc national Elk Island, mais, comme c'est le cas aux États-Unis, ils en obtiennent également ailleurs (Singer, 2005). Les résultats d'analyses génétiques effectuées sur les troupeaux privés commerciaux au Canada ne sont pas accessibles au public.

Derr *et al.* (2012) ont constaté que les bisons porteurs d'ADNmt de bovin domestique étaient plus petits (hauteur et poids) chez toutes les populations analysées, même en tenant compte des différentes conditions environnementales. Cette réduction de taille était plus grande chez les bisons mâles que chez les femelles, et se traduirait par une baisse de la reproduction cumulée sur toute la vie des individus, avec de possibles conséquences pour la leur valeur adaptative (Hedrick, 2010). Ainsi, l'intégrité du génome est importante pour la conservation du bison sauvage. De plus, il y a le risque d'introgression chez les populations de bisons sauvages de gènes de bisons évadés d'élevages commerciaux porteurs de gènes de bovins domestiques.

Durant les années 1929, l'introduction de 6 673 bisons des prairies de Wainwright (Alberta) dans le territoire du bison des bois dans le parc national Wood Buffalo a donné lieu à de l'hybridation entre les deux sous-espèces (Fuller, 2002; Bradley et Wilmshurst, 2005). L'hybridation entre des bisons des bois et des bisons des prairies sauvages ou évadés d'élevages constitue une menace dans certaines régions. La sous-population du bison des prairies de Pink Mountain se trouve dans l'aire de répartition d'origine du bison des bois et présente un faible risque d'hybridation avec le bison des bois des sous-populations d'Etthithun et de Nordquist. Le plan de gestion du bison des bois de la Colombie-Britannique a établi une zone d'exclusion du bison pour réduire le risque d'hybridation que présente la sous-population du bison des prairies de Pink Mountain (Harper *et al.*, 2000), mais on ne sait pas cette mesure est efficace. Par ailleurs, il existe des centaines d'élevages de bisons dans le bassin de la rivière de la Paix en Alberta et en Colombie-Britannique. Des bisons s'évadent couramment de ces élevages, et on ne capture pas tous les évadés. Par exemple, on trouve entre trois et cinq fermes d'élevage de bisons à moins de 80 km de la sous-population de Hay-Zama. Selon D. Moyles (Alberta Sustainable Resource Development, comm. pers.), il se produit chaque année une ou deux évasions de quelques individus. Comme les bisons commerciaux, qui sont pour la plupart des bisons des prairies, présentent des niveaux variables et inconnus d'introgression de gènes de bovins domestiques, ces évadés pourraient menacer l'intégrité génétique du bison sauvage (Singer, 2005).

Impact faible

Routes et voies ferrées (4.1)

Le bison est attiré par les entités linéaires. On sème souvent sur les bords de routes des mélanges de plantes agronomiques qui constituent une nourriture de qualité attirant les bisons qui risquent d'entrer en collision avec des véhicules. Ces collisions blessent ou tuent les bisons, causent des dommages matériels considérables et peuvent grièvement blesser des humains. Les bisons utilisent les bords de routes comme habitat d'alimentation et se déplacent souvent sur les routes elles-mêmes, particulièrement lorsqu'une neige profonde entrave leur déplacement à côté des routes. La couleur sombre des bisons les rend particulièrement difficiles à voir par les automobilistes la nuit (Thiessen, 2010). Les collisions avec des véhicules motorisés peuvent donc constituer une importante cause de mortalité pour les sous-populations de bisons dont le domaine vital comprend des routes (COSEWIC, 2012). Les risques d'accident que présentent les bisons sur les routes constituent un facteur limitatif pour le rétablissement local du bison parce qu'ils réduisent l'acceptabilité de la croissance de sous-populations réintroduites pour les collectivités locales (p. ex. Government of Yukon, 2012). En raison de l'accès accru du public au territoire et de la chasse non réglementée, les routes présentent un potentiel d'impact très élevé sur le bison des bois.

La mortalité routière est particulièrement préoccupante pour la sous-population de bisons des bois de Nordquist (COSEWIC, 2012) dont le territoire est étroitement lié à la route de l'Alaska. En effet, environ 15 bisons des bois sont tués en moyenne chaque année dans des collisions avec des véhicules routiers, surtout des camions commerciaux roulant la nuit (D. Fraser, British Columbia Ministry of Environment, comm. pers.) Durant l'hiver très neigeux de 2005-2006, des bisons des bois se déplaçaient sur la route déneigée : 32 ont été tués dans des accidents routiers en 2005, et 17 en 2006 (Rowe, 2007). La mortalité sur les routes constitue probablement la plus grande menace pour cette petite sous-population.

La route 3 dans les Territoires du Nord-Ouest traverse le territoire de la sous-population du Mackenzie, et les collisions sur cette route constituent une importante cause de mortalité pour cette sous-population (Nishi, 2004). En effet, de 1989 à 2009, les collisions avec des véhicules routiers ont tué 175 bisons des bois sur cette route (NWT Environment and Natural Resources, 2010), et la fréquence des collisions augmente, sans doute en raison de la hausse du volume la circulation et de la vitesse devéhicules. Ces dernières années, environ 10 bisons des bois de la sous-population de Hay-Zama sont tués en moyenne chaque année dans des collisions avec des véhicules circulant sur la route de Zama (D. Moyles, Alberta Sustainable Resource Development, comm. pers.). Les mesures pour réduire les risques de collisions consistent à limiter l'effectif et la répartition des sous-populations. Par exemple, au Yukon, la chasse des bisons en bordure de la route de l'Alaska y a grandement réduit leur présence, malgré la nourriture abondante qu'ils y trouvent. Les routes constituent une menace pour sept des neuf sous-populations du bison des bois

évaluées dans le présent rapport, soit les sous-populations d'Aishihik, de Nordquist, du lac Etthithun, de Hay-Zama, du Mackenzie et de Nahanni, ainsi que la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo. Globalement, les routes sont considérées comme une menace modérée pour le bison des bois.

Par contre, les sous-populations sauvages du bison des prairies ne sont pas situées dans des zones de forte circulation routière, ce qui ne devrait pas changer beaucoup dans les 10 prochaines années, de sorte que les collisions sur les routes constituent sans doute une menace négligeable pour cette UD. La seule exception est la sous-population de la rivière McCusker, dans le territoire de laquelle on prévoit un développement industriel (foresterie et exploitation pétrolière et gazière) qui s'accompagnerait de la construction de routes.

Impact négligeable ou faible

Habitations et zones urbaines (1.1)

Il y a du développement résidentiel près des centres urbains dans les territoires des sous-populations du bison des bois d'Aishihik, de Nahanni, du Mackenzie, de Nordquist et de Hay-Zama. Les bisons sont souvent attirés par les zones résidentielles, mais ils n'y sont pas tolérés et sont habituellement abattus dans ces zones. La seule sous-population du bison des prairies qui pourrait être touchée par le développement résidentiel est celle de la rivière Sturgeon, car on vend de plus en plus de terres agricoles près du parc national de Prince Albert pour construire des résidences en milieu rural. Actuellement négligeable, la menace qui pèse sur l'habitat fréquenté par le bison à l'extérieur du parc augmente.

Forages pétroliers et gaziers (3.1)

L'exploitation pétrolière et gazière est considérée comme une menace potentielle pour les sous-populations du bison des bois de Hay-Zama, du lac Etthithun et de Nahanni et la sous-population du bison des prairies de la rivière McCusker. L'exploitation de gaz et pétrole conventionnels occupe habituellement de petites superficies, mais il y a des gisements non exploités (p. ex. gaz ou pétrole de schiste) dans l'habitat du bison (p. ex. la sous-population de Nahanni). L'exploration et l'exploitation pétrolière et gazière peuvent perturber le bison, particulièrement les sous-populations chassées (COSEWIC, 2012). Les bisons des sous-populations non ou peu chassées s'habituent aux activités humaines et causent souvent une nuisance. Par exemple, on a abattu des bisons des sous-populations du lac Etthithun et de Nahanni qui présentaient un risque pour les infrastructures dans les zones d'exploitation pétrolière et gazière. La construction de routes associée à l'exploitation des ressources accroît l'accessibilité au territoire, ce qui peut accroître l'impact de la chasse non réglementée. Il y a beaucoup d'exploitation pétrolière et gazière dans le territoire fréquenté par le bison dans le nord de l'Alberta et de la Colombie-Britannique. La harde du lac Ronald, qui fait partie de la métapopulation de la région du parc national Wood Buffalo, est particulièrement menacée par l'accessibilité accrue au

territoire et la perte d'habitat qui résulteraient de projets proposés d'exploitation de sables bitumineux. Globalement, la menace que présente l'exploitation des ressources est toutefois considérée comme négligeable puisqu'elle ne toucherait qu'une faible proportion de la population totale de bisons.

Modification du système naturel (7)

Deux barrages ont été construits sur la rivière de la Paix, et un troisième (site C) est à l'étape de l'évaluation environnementale. Il y a donc un risque de modification des régimes hydrologiques dans ce bassin hydrographique, et on s'inquiète des effets possibles sur la revitalisation des habitats de prés et de marécages par les inondations. Toutefois, les données publiées n'appuient pas cette préoccupation (Timoney, 2002, 2006, 2008b). Par contre, le changement climatique et les variations périodiques des précipitations et de l'hydrologie influent sur la dunamique de la végétation. On considère que les barrages et la régularisations des eaux constituent une menace négligeable ou faible pour l'habitat du bison des bois parce que le delta des rivières de la Paix et Athabasca est dynamique et que les barrages existants sur la rivière de la Paix n'ont pas beaucoup modifié la couverture végétale à grandes échelles spatiale et temporelle dans le delta (Timoney, 2002, 2006, 2008b).

Activités récréatives (6.1)

Les activités récréatives liées à la nature sont encouragées dans les parcs nationaux qui abritent une sous-population de bisons des prairies (sous-populations de la rivière Sturgeon [parc national de Prince Albert], du parc national Elk Island et du parc national des Prairies). Ces activités, qui perturbent peu le bison, représentent sans doute une menace négligeable. Par contre, les véhicules récréatifs hors route (VRHR), notamment les motoneiges, sont une menace pour certaines sous-populations. Les groupes de bisons comptant des veaux réagissent le plus à la circulation de motoneiges (Fortin et Andruskiw, 2003). Selon une étude sur la sous-population de la rivière Sturgeon, les bisons munis d'un collier GPS qui s'enfuient au passage de motoneiges augmentent leurs déplacements quotidiens de 27 à 30 %. Des VRHR circulent dans les territoires des sous-populations de Pink Mountain de la rivière Sturgeon. Comme il s'agit de sous-populations chassées, elles sont peut-être plus sensibles à la perturbation par ces véhicules que si elles n'étaient pas chassées. Le territoire de la sous-population de la rivière McCusker se trouvant dans le polygone de tir aérien de Cold Lake est interdit aux VRHR, et il en circule peu dans l'autre partie de son territoire, du côté de la Saskatchewan. Toutefois, le nombre de routes dans ce territoire augmente, et l'accessibilité accrue à ce territoire où la chasse est non réglementée accroîtra l'impact de la chasse. Si les VRHR peuvent pertuber le bison, ils représentent une menace négligeable à l'échelle de la population.

Toutes les sous-populations du bison des bois sont exposés à la circulation de motoneiges. La réaction des bisons varient selon leur niveau d'accoutumance et le fait qu'ils sont chassés ou non. La perturbation par les motoneiges est très préoccupante chez les populations chassées, car les chasseurs en motoneige peuvent éloigner les bisons de leur habitats d'alimentation préférés. Dans le nord-ouest de l'Alberta, les VRHR servent à des fins industrielles plutôt que récréatives.

Impact nul ou négligeable

En ce qui concerne la menace liée aux exercices militaires (6.2), une bonne partie du territoire de la sous-population de la rivière McCusker se trouve dans le polygone de tir aérien de Cold Lake. Les vols à basse altitude et les bombardements ont sans doute un certain impact, en éloignant les bisons de certaines zones, mais on considère qu'il s'agit d'un impact négligeable. L'interdiction de l'accès du public au territoire du polygone de tir a comme avantage de réduire la pression de chasse non réglementée. Quant au bison des bois, plusieurs sous-populations sont exposées à une forte circulation aériennes à des fins industrielles et de recherche/surveillance (p. ex. sous-populations de Nahanni et du parc national Wood Buffalo), mais rien n'indique un impact sur le bison. Dans une étude sur une harde de bisons des prairies en Alaska (hors de l'aire de répartition d'origine), Fancy (1982), qui a observé une réaction des bisons dans seulement deux de 59 survols à basse altitude. Selon lui, les bisons s'habituent aisément au passage d'aéronefs à des altitudes aussi faibles que 100 ou 150 m.

Localités

Les cinq sous-populations du bison des prairies et les neuf sous-populations du bison des bois évaluées dans le présent rapport sont géographiquement isolées les unes des autres. Chacune est gérée comme une unité distincte par un groupe d'organismes et d'intervenants qui lui est propre. Les décisions de gestion (p. ex. limites de chasse, mesures pour garder les sous-populations séparées les unes des autres, gestion du bétail et des maladies, abattage sélectif) visant chaque sous-population déterminent en grande partie (et limitent souvent) sa conservation et son rétablissement. La plupart des 14 sous-populations (4 des 5 sous-populations du bison des prairies et 6 des 9 sous-populations du bison des bois) comptent moins de 500 individus et sont restreintes à des territoires relativement petits dont on limite l'expansion.

L'expérience récente a montré que les menaces les plus graves qui pèsent sur les sous-populations du bison des prairies et du bison des bois sont des phénomènes qui peuvent rapidement affecter tous les individus d'une unité de population (voir **Menaces**), conformément à la définition de « localité » selon l'UICN. Par exemple, depuis 2008 seulement, des éclosions de fièvre charbonneuse et des conditions météorologiques extrêmes ont touché quatre sous-populations, causant rapidement une mortalité non discriminante durant une courte période (voir **Menaces** et **Taille et tendances des populations**). La maladie et des phénomènes météorologiques peuvent s'abattre sur n'importe quelle sous-population et en affecter tous les individus, quoiqu'avec des taux de mortalité imprévisibles.

Pour le bison des bois, il y a neuf localités, et les menaces plausibles les plus graves sont 1) la maladie (fièvre charbonneuse chez les sous-populations du parc national Wood Buffalo et du Mackenzie), 2) les mesures d'intervention contre la propagation de la brucellose et la tuberculose (sous-populations du parc national Wood Buffalo, du Mackenzie et de Hay-Zama) et 3) un hiver rigoureux ou un phénomène météorologique printanier inhabituel entraînant une mortalité massive par la faim ou la noyade (toutes les sous-populations, mais avec une probabilité variable). Pour le bison des prairies, il y a cinq localités, et les menaces plausibles les plus graves sont 1) la maladie (fièvre charbonneuse chez les sous-populations de la rivière Sturgeon et peut-être aussi celles du parc national des Prairies et de la rivière McCusker; maladies transmises par le bétail chez toutes les sous-populations autres que celle de Pink Mountain) et 2) un hiver rigoureux, un phénomène météorologique printanier inhabituel ou une sécheresse (toutes les sous-populations, mais avec une probabilité variable).

PROTECTION, STATUTS ET CLASSEMENTS

Statuts et protection juridiques

La protection juridique du bison au Canada a commencé en 1877 avec l'adoption de la *Buffalo Protection Act*. Cette loi constituait une réaction au déclin vertigineux du bison des prairies, mais elle n'a pas été appliquée, et le bison des prairies en liberté était disparu du pays dans les années 1880 (Hewitt, 1921). Par contre, une petite population de bisons des bois a persisté, et en 1894 on a promulgé la *Unorganised Territories Game Preservation Act*, en partie pour réagir au déclin du bison des bois (Lothian, 1981). En 1922, on a établi le parc national Wood Buffalo pour prévenir la disparition du bison des bois (Soper, 1941; Gates *et al.* 2001a). Aune et Wallen (2010) ont présenté une synthèse complète du statut juridique passé et présent du bison en Amérique du Nord. Le rapport d'évaluation des CTA du COSEPAC a conclu que plusieurs collectivités autochtones participent activement à la relocalisation de bisons des prairies et de bisons des bois et à la cogestion de leurs sous-populations ou cherchent à le faire (COSEWIC, 2012).

Bison des prairies

Le bison des prairies ne jouit actuellement d'aucune protection juridique en vertu de la LEP et ne figure sur la liste des espèces en péril d'aucune province ni territoire. Le bison des prairies est considéré comme une espèce sauvage dans les lois provinciales sur la faune de la Colombie-Britannique et de la Saskatchewan, mais pas dans celles de l'Alberta ou du Manitoba qui le considère comme du bétail. La chasse au bison des prairies sauvage est permise en Colombie-Britannique dans le cadre d'un régime de permis à accès limité (D. Fraser, British Columbia Ministry of Environment, comm. pers.). Il n'y a aucune saison de chasse au bison des prairies en Saskatchewan, mais la sous-population de la rivière Sturgeon fait l'objet d'une petite chasse par la Première nation de Big River, et on s'inquiète de la chasse non réglementée dont fait l'objet la sous-population de la rivière McCusker (R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.).

Le bison des prairies n'est pas inscrit à la liste des espèces en péril de la *Endangered Species Act* des États-Unis, malgré une série de pétitions à cet effet. En février 2011, le U.S. Fish and Wildlife Service a publié dans le Federal Register sa réponse à une pétition de 2009 à savoir que l'inscription du bison des prairies à cette liste n'était pas justifiée parce que ses populations (surtout des élevages commerciaux) étaient stables ou à la hausse. Il n'y a pas eu de proposition d'inscrire le bison des prairies à une annexe de la CITES.

Bison des bois

Au Canada, le bison des bois est inscrit comme espèce menacée à l'annexe 1 de la LEP. L'Équipe nationale de rétablissement du bison des bois a établi un plan national de rétablissement du bison des bois au Canada en 2001 (Gates *et al.*, 2001a). Le plan de rétablissement étant antérieur à la *Loi sur les espèces en péril* du gouvernement fédéral, il n'était pas conforme aux exigences de la Loi. On prévoit donc établir un programme national de rétablissement du bison des bois au Canada qui sera conforme à la LEP.

En 1977, on a inscrit le bison des bois à l'annexe I de la Convention sur le commerce international des espèces de faune et de flore sauvages menacées d'extinction (CITES), de sorte que tout commerce international de bisons des bois ou de leurs parties est interdit. En raison de hausses limitées de population et d'analyses indicant que le commerce international ne constitue pas une menace, la CITES a déplacé le bison des bois de l'annexe I à l'annexe II en 1987 (Gates *et al.*, 2001a). L'inscription à l'annexe II de la CITES signifie que le commerce international de bisons des bois ou de leurs parties est permis à condition qu'il ne nuise pas à la population et que les envois soient bien contrôlés et suivis dans le cadre d'un régime de permis.

Les lois sur la faune du Manitoba, de l'Alberta, de la Colombie-Britannique et des Territoires du Nord-Ouest considèrent le bison des bois comme une espèce sauvage. La *Loi sur la faune* du Yukon le considère comme une espèce transplantée. Au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest et en Alberta, il fait l'objet d'une chasse légale réglementée au moyen de permis délivrés par l'organisme provincial ou territorial de gestion de la faune; les Autochtones doivent détenir un permis pour y chasser des bisons des bois, sauf les bisons qui s'aventureraient hors du parc national Wood Buffalo ou ceux qui occupent les basses terres de la rivière des Esclaves. En Alberta, le bison d'Amérique est désigné espèce sauvage dans une zone de gestion spéciale qui s'étend des lacs Hay Zama jusqu'à la rivière Chichaga au sud. Ailleurs dans la privince, par exemple autour du par parc national Wood Buffalo, il ne jouit d'aucune protection juridique. Il est généralement interdit de chasser le bison des bois au Manitoba, mais on délivre occasionnellement un permis à la Première nation Skownan pour abattre un individu nuisible (B. Joynt, Manitoba Conservation, comm. pers.). La chasse au bison est interdite en Colombie-Britannique (D. Fraser, British Columbia Ministry of Environment, comm. pers.). La législation sur les espèces en péril ne protège pas le bison des bois au Manitoba et dans les Territoires du Nord-Ouest.

Aux États-Unis, la *Endangered Species Conservation Act* de 1969 (qui a précédé la *Endangered Species Act* de 1973) classait le bison des bois comme espèce en voie de disparition (*Endangered*), mais, en juin 2012, le U.S. Fish and Wildlife Service l'a plutôt désigné espèce menacée (*Threatened*) en vertu de la *Endangered Species Act*. Cette décision reposait sur des données probantes indiquant que les mesures de rétablissement avaient réduit le risque de disparition de l'espèce en raison des menaces relevées (*Federal Register/Vol. 77, No. 86/Thursday, May 3, 2012/Rules and Regulations*). En janvier 2013, le Fish and Wildlife Service a proposé de réintroduire le bison des bois en Alaska à titre de population(s) expérimentale(s) non-essentielle(s) aux termes de l'article 10(j) de la *Endangered Species Act*, auxquelles s'appliqueraient des règles spéciales, notamment des garanties que l'établissement de la ou des sous-populations sauvages n'ait aucune conséquence inattendue pour l'État, les propriétaires fonciers, l'industrie ou les Autochtones de l'Alaska. Si cette proposition était adoptée, l'État de l'Alaska serait le principal responsable du rétablissement du bison des bois en Alaska (R. Stephenson, Alaska Department of Fish and Game, comm. pers.).

Statuts et classements non juridiques

À l'échelle mondiale, l'UICN classe le bison d'Amérique (regroupant le bison des bois et le bison des prairies) dans sa liste rouge comme une espèce quasi menacée (Gates et Aune, 2008). Voici comment Gates et Aune (2008) ont justifié cette désignation : « Il y a eu une hausse modeste du nombre de hardes de conservation et de l'effectif des populations gérées à des fins de conservation et de rétablissement écologique, mais tous les individus matures font l'objet de programmes de gestion active dont l'abandon justifierait la reclassification comme espèce en voie de disparition. Environ 97 % de la population à l'échelle du continent est élevée en captivité à des fins commerciales, très peu de sous-populations sont gérées principalement à des fins de conservation de l'espèce et aucune n'est gérée à des fins de conservation pour l'intérêt public. Les sous-populations gérées à des fins de conservation sont pour la plupart petites (moins de 400 individus et sont très dispersées, et il existe peu de situations géographiques qui permettent des déplacements naturels entre elles. »

À l'échelle nationale, le Programme sur la situation générale des espèces sauvages au Canada classe le bison comme une espèce en péril. Ce programme ne considère pas les unitées désignables inférieures à l'espèce. À l'échelle provinciale ou territoriale, le bison d'Amérique est désigné « en péril » au Yukon, dans les Territoires du Nord-Ouest, en Alberta et au Manitoba, « possiblement en péril » en Colombie-Britannique et « sensible » en Saskatchewan. NatureServe lui a attribué les cotes G4 à l'échelle mondiale, N3N4 au Canada et N4 aux États-Unis. Le bison des prairies est coté G4TU (non classable en raison d'un manque de données ou de données très contradictoires sur la situation ou les tendances), tandis que le bison des bois est coté G4T2Q (en péril, mais taxinomie douteuse). imperiled but with questionable taxonomy). Voici les cotes S pour les sous-populations du bison des prairies : SX (vraisemblablement disparu) en Colombie-Britannique; S3 (vulnérable) en Saskatchewan; SNR (non classé) en Alberta et au Manitoba (NatureServe, 2011). La cote SX en Colombie-Britannique fait référence au fait que le bison des prairies a disparu des Rocheuses centrales et ne tient pas compte de la sous-population Pink Mountain qui se trouve hors de l'aire de répartition d'origine (L. Ramsay, British Columbia Conservation Data Centre, comm. pers.). Voici les cotes S pour le bison des bois : SX (vraisemblablement disparu) en Saskatchewan; S1 (gravement en péril) en Alberta; S2 (en péril) en Colombie-Britannique et au Yukon; SNA (sans objet) au Manitoba, où l'on considère le bison des bois comme une espèce exotique.

Protection et propriété de l'habitat

Le bison des prairies sauvage et son habitat sont protégés dans les parcs nationaux Elk Island, de Prince Albert et des Prairies, ainsi que dans le polygone de tir aérien de Cold Lake. Le bison des bois et son habitat sont protégés dans les parcs nationaux Wood Buffalo et Elk Island.

Les autres populations de bison sauvage ne se trouvent pas dans des aires protégées. Le bison d'Amérique est une espèce mobile qui a besoin de vastes paysages reliés afin de conserver des processus comme la migration, les déplacements quotidiens et saisonniers selon les gradients de ressources et la fuite pour échapper aux prédateurs (Meagher, 1989; Carbyn *et al.*, 1993; Berger, 2004). Par exemple, la sous-population de la rivière Sturgeon occupe principalement le parc national de Prince Albert (Saskatchewan), mais elle fréquente de façon saisonnière des zones à l'extérieur du parc où sa présence entre en conflit avec l'agriculture (R. Tether, Saskatchewan Ministry of Environment, comm. pers.). De même, la sous-population de la rivière McCusker s'aventure en Saskatchewan, bien au-delà du polygone de tir aérien de Cold Lake, et est alors exposée à une chasse non réglementée.

REMERCIEMENTS ET EXPERTS CONTACTÉS

Environnement Canada a financé la rédaction du présent rapport. Les rédacteurs remercient Jenny Wu de son soutien administratif et lié au SIG, ainsi que Justina Ray, Donna Hulbert et Dean Tremblay, du Sous-comité des mammifères terrestres et du sous-comité sur les CTA du COSEPAC pour leurs conseils et leur soutien. Les membres du Sous-comité des mammifères terrestres ont apporté une aide précieuse pour mener le projet à terme, en particulier le sous-comité sur le bison (Jeff Bowman, Chris Johnson, Christopher Kyle et Susan Kutz). Ruben Boles a fourni de précieux renseignements sur la notion d'« état sauvage ». Bonnie Fournier (T.N.-O.) a fourni un important soutien en matière de cartographie. Nous remercions également les biologistes et gestionnaires du bison suivants qui ont pris le temps de répondre à notre questionnaire en ligne et à nos questions subséquentes : Terry Armstrong, Seth Cherry, Lyle Fullerton, David Fraser, Barb Johnston, Bryan Joynt, Rhona Kindopp, Gerry Kuzyk, Wes Olson, Delinda Ryerson, Helen Schwantje, Angela Spooner, Rob Tether, Conrad Thiessen et Greg Wilson. David Fraser a animé les téléconférences sur le calculateur des menaces en fournissant de précieux conseils et opinions.

Les experts suivants ont généreusement fourni des renseignements, des conseils et des opinions pour la rédaction du présent rapport :

Ackermann, Thomas. Président, Bison Producers of Alberta, Lacombe (Alberta).

Allen, Martha. Biologiste en chef, parc national Elk Island, Agence Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta).

Aune, Keith. Wildlife Conservation Society, Bozeman (Montana).

Armstrong, Terry. Bison ecologist, Northwest Territories Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest).

Carrière, Suzanne. Ecosystem management biologist, Northwest Territories Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Cherry, Seth. Parc national de Prince Albert, Parcs Canada, lac Waskesiu (Saskatchewan).

Cool, Norm. Parc national Elk Island, Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta).

Cooper, Alan. Director, Australian Centre for Ancient DNA, University of Adelaide (Australie).

Court, Gord. Provincial Status Wildlife Biologist, Alberta Sustainable Resource Development, Government of Alberta, Edmonton (Alberta).

Derr, James. Professor, Veterinary Pathobiology, Texas A&M University College of Veterinary Medicine, College Station (Texas).

Duncan, Dave. Région des Prairies et du Nord, Environnement Canada, gouvernement du Canada, Edmonton (Alberta).

Duncan, James. Directeur intérimaire, Conservation Manitoba, gouvernement du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Elkin, Brett. Disease/Contaminants Specialist, Wildlife Division, Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Fraser, David. Scientific Assessment Authority, British Columbia Ministry of Environment, Government of British Columbia, Victoria (Colombie-Britannique).

Fullerton, Lyle. Special Project Biologist, Alberta Sustainable Resource Development, Government of Alberta, Peace River (Alberta).

Hamilton, George. Alberta Sustainable Resource Development, Government of Alberta. Edmonton (Alberta).

Handel, Archie. Parc national Elk Island, Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta).

Hulburt, Donna. Coprésidente du Sous-comité des CTA, COSEPAC.

Hurd, Tom. Parc national Banff, Parcs Canada. Banff (Alberta).

Johnston, Barb. Ecosystem Scientist, parc national des Lacs-Waterton, Parcs Canada.

Joynt, Brian. Conservation Manitoba, gouvernement du Manitoba, Winnipeg (Manitoba).

Kassi, Norma. Membre du Sous-comité des CTA, COSEPAC, Old Crow (Yukon).

Kindopp, Rhona. Parc national Wood Buffalo, Parcs Canada, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest).

Kremeniuk, Terry. Directeur administratif, Association canadienne du bison, Regina (Saskatchewan).

Kuzyk, Gerry. Ungulate Specialist, British Columbia Ministry of Environment, Government of British Columbia, Victoria (Colombie-Britannique).

Larter, Nic. Manager, Wildlife Research and Monitoring, Dehcho Region, Government of Northwest Territories.

Lirette, Daniel. Wildlife Biologist, Peace Region. Ministry of Forests, Lands and Natural Resource Operations, Peace Region (Colombie-Britannique).

McMillan, Stuart. Parc national Wood Buffalo, Parcs Canada, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest).

Merkle, Jerod. Doctorant, Département de biologie et Centre d'étude de la forêt, Université Laval, Québec (Québec).

Moyles, Dave. Senior Wildlife Biologist, Alberta Sustainable Resource Development, Government of Alberta, Peace River (Alberta).

Nantel, Patrick, biologiste de la conservation, Direction de l'intégrité écologique, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Nishi, J.S. Wildlife Biologist, EcoBorealis Consulting Inc. et ALCES Group, Millarville (Alberta).

Olsen, Wes. Parc national des Prairies, Parcs Canada, Val Marie (Saskatchewan).

Pepper, Jeanette. Zoologiste, Saskatchewan Ministry of Environment, Government of Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).

Powell, Todd. Gestionnaire, ministère de l'Environnement du Yukon, gouvernement du Yukon, Whitehorse (Yukon).

Ramsay, Leah. Zoologiste, British Columbia Conservation Data Centre, Victoria (Colombie-Britannique).

Reid, D.G., Conservation Scientist, Wildlife Conservation Society Canada, Whitehorse (Yukon).

Ryerson, Delinda. Parc national Elk Island, Parcs Canada, Fort Saskatchewan (Alberta).

Schwantje, Helen. Wildlife Veterinarian, Ministry of Environment, Government of British Columbia, Victoria (Colombie-Britannique).

Shapiro, Beth. Associate Professor, University of California, Santa Cruz (Californie).

Silzer, Mark. Président, Association canadienne du bison, Regina (Saskatchewan).

Spooner, Angela. Parc national du Mont-Riding, Parcs Canada, Wasagaming (Manitoba).

Stephenson, Robert. Wood Bison Project Biologist, Alaska Department of Fish and Game, Alaska State Government, Fairbanks (Alaska).

Tether, Rob. Saskatchewan Ministry of Environment, Government of Saskatchewan, Regina (Saskatchewan).

Thiessen, Conrad. Ministry of Environment, Government of British Columbia, Victoria (Colombie-Britannique).

Tremblay, Dean. Coprésident, Sous-comité des CTA, COSEPAC, Salmon Arm (Colombie-Britannique).

Watkins, William. Zoologiste, Conservation Manitoba, gouvernement du Manitoba. Winnipeg (Manitoba).

Wilson, Greg. Wildlife Biologist, Direction générale de l'intendance environnementale, Environnement Canada, gouvernement du Canada, Edmonton (Alberta).

Zazula, Grant. Paléontologue, Programme de paléontologie du Yukon, ministère du Tourisme et de la Culture, gouvernement du Yukon, Whitehorse (Yukon).

SOURCES D'INFORMATION

Agence Parcs Canada. 2009. Analyse des options pour les ongulés, rapport final, parc national du Canada Elk Island.

Alberta Environmental Protection. 1997. The Grasslands Natural Region of Alberta, one of a series of reports prepared for the Special Places 2000 Provincial Coordinating Committee, Alberta Environmental Protection Natural Resources Service Recreation & Protected Areas Division Natural Heritage Protection and Education Branch, Edmonton (Alberta).

Altizer, S., D. Harvell et E. Friedle. 2003. Rapid evolutionary dynamics and disease threats to biodiversity, *Trends in Ecology and Evolution* 18:589-596.

Altizer S., R. Bartel et B.A. Han. 2011. Animal migration and infectious disease risk, *Science* 331:296-302.

Arbuthnott, K.A., et J.K. Schmutz. 2013. PFRA Community Pastures: History and Drama of a Prairie Commons, Canadian Centre for Policy Alternatives - Saskatchewan Office, avril 2013 : 1-8.

Armstrong, T. 2013. Mackenzie wood bison population estimate, rapport inédit.

Armstrong. T., et K. Cox. 2011. Project: 2009 Slave River Lowlands Wood Bison Population Estimate, rapport inédit.

Athabasca Chipewyn First Nation (AFCN) 2010. Supplementary Submission of the Athabasca Chipewyn First Nation to the Federal Statutory Review of the Species at Risk Act, avril 2010. Accessible à : http://www.ceaa.gc.ca/050/documents_staticpost/cearref_37519/44815/A27.pdf

Aune, K., et C. Gates. 2010. Reportable or notifiable diseases, pages 27-37 *in* C.C. Gates, C.H. Freese, P.J.P. Gogan et M. Kotzman (éds.), American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, IUCN, Gland (Suisse).

Aune, K., et R. Wallen. 2010. Legal status, policy issues and listings, pages 63-84 *in* C.C. Gates, C.H. Freese, P.J.P. Gogan et M. Kotzman (éds.), American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, IUCN, Gland (Suisse).

Banfield, A. W. F. 1974. Les mammifères du Canada, Presses de l'Université Laval, Québec (Canada).

Banfield, A.W.F., et N.S. Novakowski. 1960. The survival of the Wood Bison (Bison bison athabascae Rhoads) in the Northwest Territories, Natural History Papers No. 8. National Museum of Man, Ottawa, 30 août 1960, 6 pages.

Barmore, W. J. 2003. Ecology of ungulates and their winter range in northern Yellowstone National Park: research and synthesis, 1962-1970, Yellowstone Center for Resources, National Park Service, Mammoth Hot Springs (Wyoming).

Barsh, L., et C. Marlor. 2003. Driving bison and Blackfoot Science, *Human Ecology* 31:571-593.

Berger, J. 2004. The last mile: how to sustain long-distance migration in mammals, *Conservation Biology* 18:320-331.

Berger, J., et C. Cunningham. 1994. Bison: Mating and Conservation in Small Populations, Columbia University Press, New York.

Berger, J., et Peacock, M. 1988. Variability in size-weight relationships of Bison bison, *Journal of Mammalogy* 69:618-624.

Berthoud, E.L. 1892. A peculiar case of plant dissemination, *Botanical Gazette* 17:321-326.

Bidwell, D. 2009. Bison, boundaries and brucellosis: risk perception and political ecology at Yellowstone, *Society & Natural Resources* 23:14-30.

Blackburn, J.K., K. M. McNyset, A. Curtis et M.E. Hugh-Jones. 2007. Modeling the geographic distribution of *Bacillus anthracis*, the causative agent of Anthrax disease, for the contiguous United States using predictive ecologic niche modeling, *American Journal of Tropical Medicine and Hygene* 77: 1103–1110.

Bork, A.M., Strobeck, C.M., Yeh, F.C., Hudson, R.J., et Salmon, R.K. 1991. Genetic relationship of wood and Plains Bison based on restriction fragment length polymorphisms, *Canadian Journal of Zoology* 69:43-48.

Bowen, D. 2002. Agricultural expansion in northern Alberta, *Geographical Review* 92: 503-525.

Boyd, D. 2003. Conservation of North American Bison: Status and Recommendations. Master's Thesis, University of Calgary, Faculty of Environmental Design, 235 p.

Boyd, D.P., G.A. Wilson et C.C. Gates. 2010. Taxonomy and nomenclature, p. 13-19 *in* C.C. Gates, C.H. Freese, J.P. Gogan et M. Kotzman (éd.), American Bison Status Survey and Conservation Guidelines 2010, IUCN, Gland (Suisse).

Bradley, M., et J. Wilmshurst. 2005. The fall and rise of bison populations in Wood Buffalo National Park: 1971 to 2003, *Canadian Journal of Zoology* 83:1195-1205.

Bradley, R.S., Diaz, H.F., Eischeid, J.K., Jones, P.D., Kelly, P.M., et Goodess, C.M. 1987: Precipitation fluctuations over northern hemisphere land areas since the mid-19th century, *Science* 237, 171–75

Bragg, A.N. 1940. Observations on the ecology and natural history of Anura: I Habits, habitat, and breeding of Bufo cognatus Say, *American Naturalist* 74:322-349, 424-438.

Brands, S.J. (comp.) 1989-2005. Systema Naturae 2000, Amsterdam (Pays-Bas) [http://sn2000.taxonomy.nl/].

Burns, J.A. 1996. Vertebrate paleontology and the alleged ice-free corridor: the meat of the matter, *Quaternary International* 32:107-112.

Bush D., et R. Rowell. 2000. OPTI Canada Long Lake Project, Traditional Land Use Study, AXYS Environmental Consulting Ltd., Calgary, Alberta. Accessible à : http://wwwlonglake.ca/EIA/Application/vol%207/app%20xvi%20%20Traditional%20land%20use.pdf

Campbell, B. H., et M. Hinkes. 1983. Winter diets and habitat use of Alaska bison after wildfire, *Wildlife Society Bulletin* 11:16-21.

Campbell, C., I. Campbell, C. Blythe et J. McAndrews. 1994. Bison extirpation may have caused aspen expansion in western Canada, *Ecography* 17:360-362.

Carbyn, L. N. 1998. Some aspects regarding wolf predation on bison in Wood Buffalo National Park, *Int. Symp. Bison Ecol. Manage. N. Am.* 1997: 92-95. Missoula (Montana)

Carbyn, L.N., S.M. Oosenbrug et D.W. Anions. 1993. Wolves, bison and the dynamics related to the Peace-Athabasca Delta in Canada's Wood Buffalo National Park, Circumpolar Research Series No. 4., Edmonton, Canadian Circumpolar Institute, University of Alberta, 270 p.

Carbyn, L.N., et T. Trottier. 1987. Responses of bison on their calving grounds to predation by wolves in Wood Buffalo National Park, *Canadian Journal of Zoology* 65:2072-2078.

Carbyn, L.N., et T. Trottier. 1988. Description of wolf attacks on bison calves in Wood Buffalo National Park, *Arctic* 41:297-302.

Carpenter, L.H., D.J. Decker et J.F. Lipscomb. 2000. Stakeholder acceptance capacity in wildlife management, *Human Dimensions of Wildlife* 5:5-19.

Caughley, G. 1970a. Eruption of ungulate populations, with emphasis on Himalayan thar in New Zealand, *Ecology* 51:53–72.

Caughley, G. 1970b. Liberation, dispersal and distribution of Himalayan thar (Hemitragus jemlahicus) in New Zealand, *New Zealand Journal of Science* 13:220–239.

Centre for Indigenous Environmental Resources Inc., 2008, Manitoba and Saskatchewan First Nations Species at Risk Lesson Plan Booklet.

Chisholm, B.J. J. Driver, S. Dube et H.P. Schwarcz. 1986. Assessment of prehistoric bison foraging and movement patterns via stable-carbon isotopic analysis, *Plains Anthropologist* 31:193-205.

Chowns, T., C. Gates et F. Lepine. 1998. Large scale free burning to improve Wood Bison habitat in northern Canada, pages 205–210 *in* L. Irby et J. Knight (éd.), International Symposium on Bison Ecology and Management in North America, Montana State University, Bozeman, 4–7 June 1997, Montana State University Press, Bozeman.

Christopherson, R.J., R.J. Hudson et R.J. Richmond. 1978. Comparative winter bioenergetics of American Bison, yak, Scottish Highland, and Hereford calves, *Acta Theriologica* 23:49-54.

Clarke, C.H.D. 1945. Biological reconnaissance of the lands adjacent to the Alaska Highway in northern British Columbia and the Yukon Territory, rapport inédit dans les Archives nationales du Canada, RG 85 collection, Vol. 1191, file 400-2, Parts 1-2.

Coder, G.D. 1975. The national movement to preserve the American buffalo in the United States and Canada between 1880 and 1920, thèse de doctorat, Ohio State University. 348 p.

Coppedge, B.R. 2009. Patterns of bison hair use in nests of tallgrass prairie birds, *Prairie Naturalist* 41: 110-115.

Coppedge, B.R., et J.H. Shaw. 1998. Bison grazing patterns on seasonally burned tallgrass prairie, *Journal of Range Management* 51:258-264.

Coppock, D.L., et J.K. Detling. 1986. Alteration of bison and black-tailed prairie dog grazing interaction by prescribed burning, *Journal of Wildlife Management* 50:452-455.

Coppock, D.L., J.K. Detling, J.E. Ellis et M.I. Dyer. 1983a. Plant- herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie: I. effects of black-tailed prairie dogs on intraseasonal aboveground plant biomass and nutrient dynamics and plant species diversity, *Oecologia* 56:1-9.

Coppock, D.L., J.E. Ellis, J.K. Detling et M.I. Dyer. 1983b. Plant-herbivore interactions in a North American mixed-grass prairie. II. responses of bison to modification of vegetation by prairie dogs, *Oecologia* 56:10-15.

COSEPAC. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des prairies *Bison bison bison* au Canada, Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, vii+ 81 p.

COSEPAC. 2010a. Lignes directrices du COSEPAC concernant les populations manipulées, approuvées par le COSEPAC en avril 2010.

COSEPAC. 2010B. Instructions pour la préparation des rapports de situation du COSEPAC approuvées par le COSEPAC en novembre 2010, document mis à jour en juillet 2010.

COSEPAC. 2011a. Lignes directrices pour reconnaître les unités désignables. Approuvées par le COSEPAC en novembre 2011.

COSEWIC. 2011b. Aboriginal Traditional Knowledge Source Report on Plains Bison and Wood Bison *Bison bison* and *Bison bison athabascae*, Ottawa (Ontario).

COSEWIC. 2012. COSEWIC Aboriginal Traditional Knowledge Assessment Report on Plains Bison and Wood Bison, *Bison bison* and *Bison bison athabascae*, Ottawa (Ontario).

Creel, S., et D. Christianson. 2008. Relationships between direct predation and risk effects, *Trends in Ecology & Evolution* 23:194 –201.

Cronin, M.A., M. D. MacNeil, N. Vu, V. Leesburg, H. Blackburn et J.N. Derr. 2013. Genetic variation and differentiation of bison (*Bison bison*) subspecies and cattle (*Bos taurus*) breeds and subspecies, *Journal of Heredity*, 104: 500-509.

Damhoureyeh, S.A., et D.C. Hartnett. 1997. Effects of bison and cattle on growth, reproduction, and abundance of five tallgrass prairie forbs, *American Journal of Botany* 84:1719-1728.

Dary, D. 1974. The Buffalo Book. Saga of an American Symbol, Avon Books, New York (New York).

Dary, D. A. 1974. The buffalo book: The full saga of the American animal, Swallow Press/Ohio University Press, Chicago.

Davi, N.K., Jacoby, G.C., et Wiles, G.C. 2003. Boreal temperature variability inferred from maximum latewood density and tree-ring width data, Wrangell Mountain region, Alaska, *Quaternary Research* 60, 252–62.

Davis, D.S., Templeton, J.W., Ficht, T.A., Williams, J.D., Kopec, J.D., et Adams, L.G. 1990. Brucella abortus in captive bison: I. serology, bacteriology, pathogenesis and transmission to cattle, *Journal of Wildlife Diseases* 26:360-371.

Davis, D.S., J.W. Templeton, T.A. Ficht, J.D. Huber, R.D. Angus et L.G. Adams. 1991. Brucella abortus in bison: II. evaluation of strain 19 vaccination of pregnant cows, *Journal of Wildlife Diseases* 27:258-264.

Dawkins, R., et J.R. Krebs. 1979. Arms races between and within species, *Proceedings of the Royal Society of London Series B Biological Sciences* 205: 489–511.

Day, T.A., et J.K. Detling. 1990. Grassland patch dynamics and herbivore grazing preference following urine deposition, *Ecology* 71:180-188.

Decker, D.J., et K.G. Purdy. 1988. Toward a concept of wildlife acceptance capacity in wildlife management, *Wildlife Society Bulletin* 16:53-57.

Decker, J.E., Pires, J.C., Conant, G.C., McKay, S.D., Heaton, M.P., Chen, K., Cooper, A., Vilkki, J., Seabury, C.M., Caetano, A.R., Johnson, G.S., Brenneman, R.A., Hanotte, O., Eggert, L.S., Wiener, P., Kim, J., Kim, K.S., Sonstegard, T.S., Van Tassell, C.P., Neibergs, H.L., McEwan, J.C., Brauning, R., Coutinho, L.L., Babar, M.E., Wilson, G.A., McClure, M.C., Rolf, M.M., Kim, J., Schnabel, R.D., et Taylor, J.F. 2009. Resolving the evolution of extant and extinct ruminants with high-throughput genomics, *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106: 18644-18649.

DelGiudice, G. D., F. J. Singer, U. S. Seal et G. Bowser. 1994. Physiological responses of Yellowstone bison to winter nutritional deprivation, *Journal of Wildlife Management* 58:24–34.

DelGiudice, G., R. Moen, F. Singer et M. Riggs. 2001. Winter nutritional restriction and simulated body condition of Yellowstone elk and bison before and after the fires of 1988, *Wildlife Monographs* 147, 60 p.

Derr, J.N., P.W Hedrick, N.D Halbert, L. Plough, L.K Dobson, J. King, C. Duncan, D. Hunter, N.D. Cohen et D. Hedgecock. 2012. Phenotypic effects of cattle mitochondrial DNA in American Bison, *Conservation Biology* 26:1130-1136.

Douglas, K.C., N.D. Halbert, C. Kolenda, C. Childers, D.L. Hunter et J.N. Derr. 2011. Complete mitochondrial DNA sequence analysis of *Bison bison* and bison-cattle hybrids: Function and phylogeny, *Mitochondrion* 11:166-175.

Dragon, D.C., B.T. Elkin, J.S. Nishi et T.R. Ellsworth. 1999. A review of anthrax in Canada and implications for research on the disease in northern bison, *Journal of Applied Microbiology* 87:208-213.

Dragon, D.C., et B.T. Elkin. 2001. An overview of early anthrax outbreaks in northern Canada: field reports of the Health of Animals Branch, Agriculture Canada, 1962-1971, *Arctic* 54:32-40.

Dragon, D.C, D.E Bader, J. Mitchell et N. Woollen. 2005. Natural dissemination of Bacillus anthracis spores in northern Canada, *Applied Environmental Microbiology* 71: 1610–1615.

Dragon, D.C., et Rennie, R.P. 1995. The ecology of anthrax spores: tough but not invincible, *Canadian Veterinary Journal*. 36:295-301.

Egerton, P.J.M. 1962. The cow–calf relationship and rutting behavior in the American Bison, mémoire de maîtrise, University of Alberta, Edmonton (Canada).

Ellingson, J.L.E., J.R. Stabel, R.P. Radcliff, R.H. Whitlock et J.M. Miller. 2005. Detection of Mycobacterium avium subspecies paratuberculosis in free-ranging bison (*Bison bison*) by PCR, *Molecular and Cellular Probes* 19: 219-225.

England, R.E., et A. DeVos. 1969. Influence of animals on pristine conditions on the Canadian grasslands, *Journal of Range Management* 22:87-94.

Epp, H.T. 1988. Way of the migrant herds. Dual dispersion strategy among bison, *Plains Anthropologist* 33:309-330.

Epp, H.T., et I. Dyck. 2002. Early human-bison population interactions in the Plains Ecosystem, *Great Plains Research* 12:323-327.

Fahnestock, J.T., et A.K. Knapp. 1993. Water relations and growth of tallgrass prairie forbs in response to selective grass herbivory by bison, *International Journal of Plant Science* 154:432-440.

Fancy, S. 1982. Reaction of bison to aerial surveys in interior Alaska, *Canadian Field-Naturalist* 96:91.

Farnell, R., P.G. Hare, E. Blake, V. Bowyer, C. Schweger, S.Greer et R.Gotthardt. 2004. Multidisciplinary Investigations of Alpine Ice Patches in Southwest Yukon, Canada: Paleoenvironmental and Paleobiological Investigations, *Arctic* 57:247-59.

Ferguson, T. A., et F. Laviolette. 1992. A note on historical mortality in a northern bison population, *Arctic* 45: 47-50.

Fischer, L.A., et C.C. Gates. 2005. Competition potential between sympatric woodland caribou and Wood Bison in southwestern Yukon, Canada, *Canadian Journal of Zoology* 83:1162-1173.

Flannigan, M.D., B.J. Stocks, M.R Turetsky et B.M. Wotton. 2009. Impact of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Global Change Biology* 15: 549-560.

Flores, D. 1996. The great contraction, *in* C.E. Rankin (éd.), Legacy: new perspectives on the battle of the little Bighorn, Proceedings of the Little Bighorn Legacy Symposium, held in Billings, Montana, August 3-6, 1994, p. 3-22, Montana Historical Society Press, Helena, Montana.

Forde, T., J. De Buck, B. Elkin, S. Kutz, F. van der Meer et K. Orsel. 2013. *Mycobacterium avium* subspecies *paratuberculosis* in wood bison: contrasting results of culture-dependent and molecular analyses, *Applied Environmental Microbiology* 79: sous presse.

Forrest, S.C., Strand, H., Haskins, W.H., Freese, C., Proctor, J., et Dinerstein, E. 2004. Ocean of Grass: a Conservation Assessment for the Northern Great Plains, Northern Plains Conservation Network and World Wildlife Fund Northern Great Plains Program, World Wildlife Fund, Bozeman (Montana).

Fortin, D, Fortin, M-E., Beyer, H.L., Duchesne, T., Courant, S., et Dancose, K. 2009. Group-size-mediated habitat selection and group fusion–fission dynamics of bison under predation risk, *Ecology* 90: 2480-2490.

Fortin, D., Fryxell, J.M., et Pilote, R. 2002. The temporal scale of foraging decisions in bison, *Ecology* 83:970-982.

Fortin, D., J.M. Fryxell, L. O'Brodovich et D. Frandsen. 2003. Foraging ecology of bison at the landscape and plant community levels: the applicability of energy maximization principles, *Oecologica* 134: 219-227.

Fortin, D., et M.C. Andruskiw. 2003. Behavioral response of free-ranging bison to human disturbance, *Wildlife Society Bulletin*, 31: 804-813

Foster, J.E. 1992. The Metis and the end of the plains buffalo in Alberta. *Alberta: Studies in the Arts and Sciences* 3: 61-77, University of Alberta Press.

Fox, T.A., C.H. Hugenholtz., D. Bender et C.C. Gates. 2012. Can bison play a role in conserving habitat for endangered sandhills species in Canada?, *Biodiversity and Conservation* 21:1441-1455.

Frank, D. 1998. Ungulate regulation of ecosystem processes in Yellowstone National Park: direct and feedback effects, *Wildlife Society Bulletin* 26:410-418.

Frank, D. 2000. Ungulate stimulation of nitrogen cycling and retention in Yellowstone National Park, *Oecologia* 123:116-121.

Frank, D., et R.D. Evans. 1997. Effects of native grazers on grassland N cycling in Yellowstone National Park, *Ecology* 78:2238-2248.

Frank, D.A., et McNaughton, S.J. 1992. The ecology of plants, large mammalian herbivores, and drought in Yellowstone National Park, *Ecology* 73:2043-2058.

Frank, D.A., et S.J. McNaughton. 1993. Evidence for the promotion of aboveground grassland production by native large herbivores in Yellowstone National Park, *Oecologia* 96:157-161.

Freese, C., K. Aune, D. Boyd, J. Derr, S. Forrest, C. Gates, P. Gogan, S. Grassel, N. Halbert, K. Kunkel et K. Redford. 2007. Second chance for the Plains Bison, *Biological Conservation* 136:175-184.

Frison, G.C. 1991. Prehistoric Hunters of the High Plains, 2e éd., Academic Press, Inc., San Diego (Californie).

Fryxell, J.M., J. Greever et A.R.E. Sinclair. 1988. Why are migratory ungulates so abundant?, *The American Naturalist* 131:781-798.

Fuhlendorf, S., D. Engle, J.D. Kirby et R.G. Hamilton. 2009. Pyric herbivory: rewilding landscapes through the recoupling of fire and grazing, *Conservation Biology* 23:588-598.

Fuller, W.A. 1950. Aerial census of northern bison in Wood Buffalo National Park and vicinity, *Journal of Wildlife Management* 14:445-451.

Fuller, W.A. 1953. Behaviour and social organization of the wild bison of Wood Buffalo National Park, Canada, *Arctic* 13: 2-19.

Fuller, W. A. 1961. The ecology and management of the American Bison, *Terre et Vie* 2:286–304.

Fuller, W.A. 1966. The biology and management of the bison of Wood Buffalo National Park, *Canadian Wildlife Service Wildlife Management Bulletin Series* 1:1-52.

Fuller, W.A. 2002. Canada and the "buffalo", *Bison bison*: a tale of two herds, Canadian *Field-Naturalist* 116:141-159.

Fuller, J.A., R.A. Garrott, P.J. White, K.E. Aune, T.J. Roffe et J.C. Rhyan. 2007. Reproduction and survival of Yellowstone bison, *Journal of Wildlife Management* 71:2365-2372.

Garretson, M.S. 1927. A short history of the American Bison, American Bison Society, New York.

Gates C. C. Sous presse. What is a wild bison? A case study of plains bison conservation in Canada, *in* Melletti, M., et Burton J., Ecology, Evolution and Behaviour of Wild Cattle: Implications for Conservation, Cambridge University Press.

Gates, C.C., et Aune, K. 2008. *Bison bison*, *in* IUCN 2011, IUCN Red List of Threatened Species, Version 2011.2. <www.iucnredlist.org>. Téléchargé le 12 février 2012.

Gates, C.C., T. Chowns et H. Reynolds. 1992. Wood Buffalo at the crossroads. *Aberta: Studies in the Arts and Sciences* 3: 139-165, University of Alberta Press, Edmonton (Alberta).

Gates, C.C., Elkin B., et Dragon, D. 1995. Investigation, control and epizootiology of anthrax in an isolated, free-roaming bison population in northern Canada, *Canadian Journal of Veterinary Research* 59:256-264.

Gates, C.C., B. Elkin and D. Dragon. 2001b. Anthrax, pages 396 - 412 *in* E. Williams et I. Barker (éds.), Infectious diseases of wild mammals, Iowa State University Press, Ames.

Gates, C.C., et K. Ellison. 2010. Numerical and geographic status, pages 55-62 *in* C.C. Gates, C.H. Freese, P.J.P. Gogan et M. Kotzman (eds.), American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, IUCN, Gland (Suisse).

Gates, C.C., et N.C. Larter. 1990. Growth and dispersal of an erupting large herbivore population in northern Canada: the Mackenzie Wood Bison (*Bison bison athabascae*), *Arctic* 43:231-238.

Gates, C.C., N.C. Larter et P.K. Komers. 1991. Size and composition of the Mackenzie Bison population in 1989, Renewable Resources File Report No. 93. Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest).

Gates, C.C., B. Stelfox, T. Muhly, T. Chowns et R.J. Hudson. 2005. The ecology of bison movements and distribution in and beyond Yellowstone National Park: A critical review with implications for winter use and transboundary population management, Report commissioned by the United States National Park Service, Yellowstone Center for Resources, Faculty of Environmental Design, University of Calgary (Alberta).

Gates, C.C., R.O. Stephenson, H.W. Reynolds, C.G. van Zyll de Jong, H. Schwantje, M. Hoefs, J. Nishi, N. Cool, J. Chisholm et B. Koonz. 2001a. Plan national de rétablissement du bison des bois (*Bison bison athabascae*), Plan national de rétablissement no 21, Rétablissement des espèces canadiennes en péril (RESCAPE), Ottawa.

Gates, C.C., R. O. Stephenson, J.P. Gogan, C. H. Freese et K. Kunkel. 2010. Guidelines for ecological restoration, pages 103-112 *in* C.C. Gates, C.H. Freese, P.J.P. Gogan et M. Kotzman (éd.), American Bison: Status Survey and Conservation Guidelines 2010, IUCN, Gland (Suisse).

Gauthier, D.A, et E. Wiken. 2003. Monitoring the conservation of grassland habitats, prairie ecozone, Canada, *Environmental Monitoring and Assessment* 88:343-364.

Geist, V. 1991. Phantom subspecies: the Wood Bison *Bison bison "athabascae"* Rhoads 1897 is not a valid taxon, but an ecotype, *Arctic* 44:283-300.

Geist, V. 1996. Buffalo Nation: History and Legend of the North American Bison, Fifth House Ltd., Saskatoon (Saskatchewan).

Gogan, J.P., N.C. Larter, J.H. Shaw, J.E. Gross, C.C. Gates et J. Truett. 2010. General biology, ecology and demographics, pages 39-54 *in* Gates, C. C., C.F. Freese, P. Gogan et M. Kotzman (éd.), American Bison: Status survey and conservation guidelines, International Union for the Conservation of Nature, Gland (Suisse). ISBN 978-2-8317-1149-2

Gokbulak, F. 2002. Effect of American Bison (*Bison bison* L.) on the recovery and germinability of seeds of range forage species, *Grass and Forage Science* 57:395-400.

Government of Alberta. 2011. Managing disease risk in Alberta's wood bison with special focus on bison to the west of Wood Buffalo National Park, Edmonton (Alberta), Government of Alberta, 10 p.

Government of Alberta. 2013a. Managing disease risk in northern Alberta wood bison outside of Wood Buffalo National Park, Accessible à : http://srd.alberta.ca/FishWildlife/WildlifeDiseases/WoodBisonDiseaseManagement.aspx.

Government of Alberta. 2013b. Ronald Lake Bison (Bison bison) Winter 2012-2013 Activities Progress Report (Final), rapport inédit.

Government of NWT. 2013. NWT Wood Bison (Bison bison athabascae), http://nwtspeciesatrisk.ca/tiki/tiki-index.php?page=WoodBison.

Government of Yukon. 2012. Management Plan for the Aishihik Wood Bison (*Bison bison athabascae*) Herd in southwestern Yukon, Environment Yukon, Whitehorse (Yukon). 28 p.

Green, W. C. H. 1996. Age-related differences in nursing behavior among American Bison cows (*Bison bison*), *Journal of Mammalogy* 67:739-741.

Green, W. C. H., et A. Rothstein. 1991. Trade-offs between growth and reproduction in female bison, *Oecologia* 86:521-527.

Green, W. C. H., A. Rothstein et J. G. Griswold. 1993. Weaning and parent–offspring conflict: variation relative to interbirth interval in bison, *Ethology* 95:105-125.

Griebel, R.L., S.L. Winter et A.A. Steuter. 1998. Grassland birds and habitat structure in sandhills prairie managed using cattel or bison plus fire, *Great Plains Research* 8: 255-268.

Griffith, E. *et al.* (1827). The Animal Kingdom Arranged in Conformity with Its Organization, London: G. B. Whittaker, p. 87–89.

Gross, J.E., Halbert, N.D., Derr, J.N., Aune, K., Berger, J., Elkin, B.T., Gates, C.C., Gogan, J.P., Hunter, D., Joly, D.O., Lammers, D.J., Larter, N.C., Licht, D., List, R., Paulson, R.L., Powers, J., Stephenson, R.O., Truett, J., Wallen, R., et Wild, M. 2010. Conservation guidelines for population, genetic, and disease management, *in* American Bison status survey and conservation guidelines 2010, p. 85-101, Gates, C.C., Freese, C.H., Gogan, J.P., et Kotzman, M. (éd.), IUCN, Gland (Suisse).

Guthrie, R.D. 1980. Bison and man in North America, *Canadian Journal of Anthropology* 1:55-73.

Guthrie, R.D. 1990. Frozen Fauna of the Mammoth Steppe, University of Chicago Press, Chicago (Illinois).

Halbert, N.D., et J.N. Derr. 2008. Patterns of genetic variation in US federal bison herds, *Molecular Ecology* 17:4963-4977.

Halbert, N.D., T. Raudsepp, B.P. Chowdhary et J.N. Derr. 2004. Conservation genetic analysis of the Texas state bison herd, *Journal of Mammalogy* 85:924-931.

Halbert, N.D., T.J. Ward, R.D. Schnabel, J.F. Taylor et J.N. Derr. 2005. Conservation genomics: disequilibrium mapping of domestic cattle chromosomal segments in North American bison populations, *Molecular Ecology* 14: 2343–2362.

Halbert, N.D., et J.N. Derr. 2007. A comprehensive evaluation of cattle introgression into US federal bison herds, *Journal of Heredity* 98:1-12.

Halloran, A.F. 1968. Bison (Bovidae) productivity on the Wichita Mountains Wildlife Refuge (Oklahoma), *Southwestern Naturalist* 13:23-26.

Hamilton, R.G., N.D. Halbert et J.N Derr. 2009. Bison Herd Genetic Architecture and Management –Working Toward a Species-Wide Conservation Approach, rapport inédit pour Rodney Johnson/Katharine Ordway Stewardship Endowment.

Hamley, W. 1992. The farming frontier in northern Alberta, *Geographical Journal* 158: 286-294.

Harper, F. 1925. Lettre à l'éditeur, *Canadian Field-Naturalist* 39:45.

Harper, W.L., J.P. Elliott, I. Hatter and H. Schwantje. 2000. Management Plan for Wood Bison in British Columbia. B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique), 43 p.

Harper, W.L., et C.C. Gates. 2000. Recovery of Wood Bison in British Columbia, pages 915-923 *in* L. M. Darling (éd.), 2000, Proceedings of a Conference on the Biology and Management of Species and Habitats at Risk, Kamloops, B.C., 15 - 19 Feb., 1999, Volume Two, B.C. Ministry of Environment, Lands and Parks, Victoria (Colombie-Britannique) et University College of the Cariboo, Kamloops (Colombie-Britannique), 520 p.

Hartnett, D.C., A.A. Steuter et K.R. Hickman. 1997. Comparative ecology of native and introduced ungulates, pages 72-101 *in* Knopf, F. L., et F. B. Samson (éd.), Ecology and conservation of Great Plains vertebrates, Springer-Verlag, New York (New York).

Haugen, A.O. 1974. Reproduction in the Plains Bison, *Iowa State Journal of Research* 49:1-8.

Hawley, A.W.L. 1978. Comparison of forage utilization and blood composition of bison and Hereford cattle, these de doctorat, University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), Canada.

Hawley, A.W.L., D.G. Peden et W.R. Stricklin. 1981a. Bison and Hereford steer digestion of sedge hay, *Canadian Journal of Animal Science* 61:165-174.

Hawley, A.W.L., D.G. Peden, H.W. Reynolds et W.R. Stricklin. 1981b. Bison and cattle digestion of forages from the Slave River Lowlands, Northwest Territories, Canada, *Journal of Range Management* 34:126-130.

Haynes, G. 1988. Mass deaths and serial predation: comparative taphonomic studies of modern large mammal death sites, *Journal of Archaeological Science* 15:219-235.

Hebblewhite, M., et E. Merrill. 2006. Multiscale wolf predation risk for elk: does migration reduce risk, *Oecologica* 152:377-387.

Hedrick, P.W. 2009. Conservation genetics and North American Bison (*Bison bison*), *Journal of Heredity* 100:411-420.

Hedrick, P.W. 2010. Cattle ancestry in bison: explanations for higher mtDNA than autosomal ancestry, *Molecular Ecology* 19:3328-3335

Heffner, T. 2008. The role of glacial lakes in the pre-contact human history of southwest Yukon Territory: A late drainage hypothesis, *The Northern Review* 29: 85–104.

Hegel, T.M., K. Russell et T.S. Jung. 2012. Using temporary dye marks to estimate ungulate population abundance in southwestern Yukon, Canada, *Rangifer (Special Issue)* 20:219-226.

Helbig, L., M.R. Woodbury, J.C. Haigh et A.D. Barth. 2007. The onset of puberty in North American Bison (*Bison bison*) bulls, *Animal Reproduction Science* 97:12-24.

Hermanutz, R., et L. Fullerton. 2011. Bison surveys in the Hay-Zama Lowlands. Unpublished report. Alberta Sustainable Resource Development, Edmonton (Alberta), 10 p.

Heuschele, W.P., et H.W. Reid. 2001. Malignant catarrhal fever, *in* E.S. Williams et I.K. Barker (éd.), Infectious Diseases of Wild Mammals, Third edition, p. 157-163, Iowa State Press, Ames (Iowa).

Hewitt, C.G. 1919. The coming back of the bison, *Natural History* 19(6):553-565.

Hewitt, C.G. 1921. The buffalo or bison: Its present, past, and future, *in* C.G. Hewitt (éd.), *The Conservation of the Wildlife of Canada*, p. 113-42, Charles Scribner's Sons, New York.

Hofmann, R. R. 1989. Evolutionary steps of ecophysiological adaptation and diversification of ruminants: a comparative view of their digestive system, *Oecologia* 79:443–457.

Hornaday, W.T. 1889. The extermination of the American Bison, with a sketch of its discovery and life history, pages 367–548 *in* Report of the United States National Museum, 1886–87, Part 2 [1889].

Howell, A.B. 1925. Lettre à l'éditeur rédigée par le secrétaire de correspondance de l'American Society of Mammalogists, 13 avril 1925, *The Canadian Field-Naturalist* 39:118

Hudson, R.J., et S. Frank. 1987. Foraging ecology of bison in aspen boreal habitats, *Journal of Range Management* 40:71-75.

Isenberg, A.C. 2000. The destruction of the bison: An environmental history, 1750-1920, Cambridge: Cambridge University Press, 218 p.

Jacoby, G.C., Jr and D'Arrigo, R. 1989, Reconstructed northern hemisphere annual temperature since 1671 based on high-latitude tree-ring data from North America, *Climate Change* 14: 39–59.

Janardhan, K.S., M. Hays, N. Dyer, R.D. Oberst et B.M. Debey. 2010. Mycoplasma bovis outbreak in a herd of North American bison (Bison bison), *Journal Of Veterinary Diagnostic Investigation* 22: 797-801.

Jeffrey, W.W., 1961. A prairie to forest succession in Wood Buffalo National Park, Alberta, *Ecology* 42: 442-444.

Joly, D.O., et F. Messier. 2000. A numerical response of wolves to bison abundance in Wood Buffalo National Park, Canada, *Canadian Journal of Zoology* 78:1101–1104.

Joly, D.O., et F. Messier. 2004a. Factors affecting apparent evidence of tuberculosis and brucellosis in Wood Bison, *Journal of Animal Ecology* 73:623-631.

Joly, D.O., et F. Messier. 2004b. Testing hypotheses of bison population decline, 1970–1999, in Wood Buffalo National Park synergism between exotic disease and predation, *Canadian Journal of Zoology* 82:1165-1176.

Joly, D.O., et Messier, F. 2005. The effect of bovine tuberculosis and brucellosis on reproduction and survival of Wood Bison in Wood Buffalo National Park, *Journal of Animal Ecology* 74:543-551.

Jonas, J.L., et Joern, A. 2007. Grasshopper (Orthoptera: Acrididae) communities respond to fire, bison grazing and weather in North American tallgrass prairie: a long term study, *Oecologia* 153:699-711.

Joynt, B. 2010. Manitoba's wild Wood Bison, Nature Manitoba News 2(6): pages 1 et 10. Official publication of Nature Manitoba, Winnipeg.

Jung, T.S. 2011. Gray wolf (*Canis lupus*) predation and scavenging on reintroduced American Bison (*Bison bison*) in southwestern Yukon, *Northwestern Naturalist* 92:126–130.

Jung, T.S., et S.M. Czetwertynski. 2013. Niche overlap and potential competition between reintroduced bison and other ungulates in southwestern Yukon, Canada, Yukon Department of Environment, Whitehorse (Yukon), TR-13-15, 144 p.

Jung, T.S., et K. Egli. 2012. Population status of the Aishihik Wood Bison (*Bison bison athabascae*) population in southwestern Yukon, Technical Report TR-12-19, Yukon Department of Environment, Whitehorse (Yukon).

Jung, T.S., P.M. Kukka et A. Milani. 2010. Bison (Bison bison) fur used as drey material by red squirrels (Tamiasciurus hudsonicus): An indication of ecological restoration, *Northwestern Naturalist* 91:220–222.

Jung, T.S., K. Kuba et K. Egli. 2012. Spatial and temporal patterns in the harvest of Wood Bison (*Bison bison athabascae*) from southwestern Yukon, rapport inédit, Yukon Department of Environment, Whitehorse (Yukon).

Kay, C.E., C.A. White, I.R. Pengelly et B. Patton. 1999. Long-term ecosystem states and processes in Banff National Park and the central Canadian Rockies, Parks Canada Occasional Report 9, Ottawa (Ontario).

Kenefic LJ, T. Pearson, R.T. Okinaka, J.M. Schupp, D.M. Wagner, J. Ravel, A.R. Hffmaster, C.P. Trim, W-K Chung, J.A. Beaudry, J.F. Foster. J.I. Mead et P. Keim. 2009. Pre-Columbian origins for North American anthrax, *PLoS ONE* 4(3): e4813, doi:10.1371/journal.pone.0004813.

Kessel, J.C. van. 2002. Taking care of bison : community perceptions of the Hook Lake Wood Bison Recovery Project in Fort Resolution, NT, Canada, mémoire de maîtrise, University of Alberta.

Kirkpatrick, J.F., D.F. Gudermuth, R.L. Flagan, J.C. McCarthy et B.L. Lasley. 1993. Remote monitoring of ovulation and pregnancy of Yellowstone bison, *Journal of Wildlife Management* 57:407-412.

Kirkpatrick, J. F., J. C. McCarthy, D. F. Gudermuth, S. E. Shideler et B. L. Lasley. 1996. An assessment of the reproductive biology of Yellowstone bison (Bison bison) subpopulations using noncapture methods, *Canadian Journal of Zoology* 74:8–14.

Knapp, A.K., J.M. Blair, J.M. Briggs, S.L. Collins, D.C. Hartnett, L.C. Johnson et E.G. Towne. 1999. The keystone role of bison in North American tallgrass prairie, *Bioscience* 49:39-50.

Knight, C. 1849. Sketches in natural history: History of the mammalian, London: C. Cox.

Knopf, F.L. 1996. Prairie legacies-Birds, *in* F.B. Samson et F.L. Knopf (éd.), Prairie Conservation: Preserving North America's Most Endangered Ecosystem, p. 135-148. Covelo, CA: Island Press.

Komers, P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1992. Search or relax: the case of bachelor Wood Bison, *Behavioral Ecology and Sociobiology* 31:195-203.

Komers, , P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1993. Group structure in Wood Bison: nutritional and reproductive determinants, *Canadian Journal of Zoology* 71: 1367-1371.

Komers, P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1994a. Plasticity of reproductive behaviour in Wood Bison bulls: when subadults are given a chance, *Ethology Ecology & Evolution* 6:313-330.

Komers, P.E., F. Messier et C.C. Gates. 1994b. Plasticity of reproductive behaviour in Wood Bison bulls: on risks and opportunities, *Ethology Ecology & Evolution* 6: 481-495.

Krueger, K. 1986. Feeding relationships among bison, pronghorn, and prairie dogs: an experimental analysis, *Ecological Applications* 67:760-770.

Langemann, E.G. 2004. Zooarchaeological research in support of a reintroduction of bison to Banff National Park, Canada, *Proceedings of the Conference of the International Conference of Archaeozoology* 9:79-89.

Larter, N., et D. Alliare. 2007. History and current status of the Nahanni Wood Bison population, Department of Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, File Report no. 136. Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 37 p.

Larter, N.C., D.G. Allaire et T.S. Jung. 2007. Population survey of the Nahanni Wood Bison population, March 2004, NWT Department of Environment and Natural Resources File Report No. 176, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 21 p.

Larter, N.C., et D.G. Allaire. 2013. Population Survey of the Nahanni Wood Bison Population, March 2011. Environment and Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Manuscript Report No. 229.

Larter, N.C., et Gates, C.C. 1990. Home ranges of Wood Bison in an expanding population, *Journal of Mammalogy* 71:604-607.

Larter, N.C., et C.C. Gates. 1991a. Diet and habitat selection of Wood Bison in relation to seasonal changes in forage quantity and quality, *Canadian Journal of Zoology* 69:2677–2685.

Larter, N.C., et C.C. Gates. 1991b. Seasonal selection of resources by Wood Bison in the Mackenzie Bison Sanctuary, Northwest Territories, Canada, *in* Global trends in wildlife management: 131–135, B. Bobek, K. Perzanowski et W. Regelin (éd.), Krakow-Warszawa: Swiat Press.

Larter, C.P.S., et MacDonald, G.M., 1998. An 840-year record of fire and vegetation in a boreal white spruce forest, *Ecology* 79, 106-118.

Larter, N.C., J.S. Nishi, T. Ellsworth, D. Johnson, G. More et D.G. Allaire. 2003. Observations of Wood Bison swimming across the Liard River, Northwest Territories, Canada, *Arctic* 56:408-412.

Larter, N.L., A.R.E. Sinclair et C.C. Gates. 1994 The response of predators to an erupting bison, Bison bison athabascae, population, *Canadian Field-Naturalist* 108: 318-327.

Larter, N.C., A.R.E. Sinclair, T. Ellsworth, J. Nishi et C.C. Gates. 2000. Dynamics of reintroduction in an indigenous large ungulate: the Wood Bison of northern Canada, *Animal Conservation* 3:299-309.

Larter, N.C., A.R.E. Sinclair et C.C. Gates. 1994. The response of predators to an erupting Bison (*Bison bison athabascae*) population, *Canadian Field-Naturalist* 108:318-327.

Leverkus, S. 2012. Seasonal range use by Wood Bison in British Columbia, rapport rédigé pour C.D. Thiessen, Ministry of Natural Resource Operations (Colombie-Britannique), Contract NRGS12FSJ-008

Lewis, H.T. 1977. "Maskuta: The Ecology of Indian Fires in Northern Alberta", *Western Canadian Journal of Anthropology* 7:15-52.

Lewis, H.T. 1980. Indian fires in spring: Hunters and gatherers of the Canadian forest shaped their habitat with fire, *Natural History* 89: 76-78, 82-83.

Lewis, H.T. 1982: A time for burning, Boreal Institute of North Studies, Occasional Publication 17.

Li, H., D.T. Shen, D.A. Jessup, D.P. Knowles, J.R. Gorham, T. Thorne, D. O'Toole et T.B. Crawford. 1996. Prevalence of antibody to malignant catarrhal fever virus in wild and domesticated ruminants by competitive-inhibition ELISA, *Journal of Wildlife Diseases* 32:437-43.

Lieffers, V.J., Stadt, K.J., 1994. Growth of understory Picea glauca, Calamagrostis canadensis, and Epilobium angustifolium in relation to overstory light transmission, *Can. J. For. Res.* 24, 1193–1198.

Linnaeus, C. 1758. Tomus I. Systema naturae per regna tria naturae, secundum classes, ordines, genera, species, cum characteribus, differentiis, synonymis, locis, Editio decima, reformata, Holmiae (Laurentii Salvii): [1-4], 1-824.

List, R., G. Ceballos, C. Curtin, P. Gogan, J. Pacheco et J. Truett. 2007. Historic distribution and challenges to bison recovery in the Northern Chihuahuan Desert, *Conservation Biology* 21:1487-1494.

Lotenberg, G. 1996. History of Wood Bison in the Yukon - a Reevaluation Based on Traditional Knowledge and Written Records, Report for Yukon Department of Renewable Resources by Boreal Research Associates, Whitehorse (Yukon).

Lothian, W.F. 1981. A History of Canada's National Parks, Volume IV, Parks Canada, Minster of Supply and Services, Canada, Ottawa (Ontario).

Lott, D.F. 1972. Bison would rather breed than fight, *Natural History* 81:40-45.

Lott, D.F. 2002. American Bison. A Natural History, University of California Press, Berkeley and Los Angeles.

Louis Riel Institute. 2011. Buffalo Hunt. Accessible à : http://devlouisrielinstitute.com/index.php/culture/buffalo-hunt

MacGregor, J.G. 1952. The land of twelve foot Davis. A history of the Peace River Country, The Institute of Applied Art Ltd., Edmonton (Alberta), 394 p.

Mahan, B.R. 1978. Aspects of American Bison (*Bison bison*) social behaviour at fort Niobara National Wildlife Refuge, Valentine Nebraska, with special reference to calves, mémoire de maîtrise, University of Nebraska, Lincoln (Nebraska), USA.

Mahan, B.R., M.P. Munger et H.L. Gunderson. 1978. Analysis of the flehmen display in American Bison (*Bison bison*), *Prairie Naturalist* 10:33-42.

Maher, C.R., et Byers, J.A. 1987. Age-related changes in reproductive effort of male bison, *Behavioral Ecology and Sociobiology* 21:91-96.

Malainey, M.E., et Sherriff, B.L. 1996. Adjusting our perceptions: historical and archaeological evidence of winter on the plains of western Canada, *Plains Anthropologist* 41(158):333-357.

Master, L., D. Faber-Langendoen, R. Bittman, G.A. Hammerson, B. Heidel, J. Nichols, L. Ramsay et A. Tomaino. 2009. NatureServe conservation status assessments: factors for assessing extinction risk, NatureServe, Arlington (Virginie). <http://www.natureserve.org/publications/ConsStatusAssess_StatusFactors.pdf> [consulté le 23 août 2010]

Matlack, R.S., D.W. Kaufman et G.A. Kaufman. 2001. Influence of grazing by bison and cattle on deer mice in burned tallgrass prairie, *American Midland Naturalist* 146: 361-368.

Matthews, S.B. 1992. An assessment of bison habitat in the Mills/Mink Lakes area, Northwest Territories, using landsat thematic mapper data, *Arctic* 44:75–80.

McCoy, V.M., et C.R. Burn. 2005. Potential alteration by climate change of the forest-fire regime in the boreal forest of central Yukon Territory, *Arctic* 58:276–285.

McDonald, J.N. 1981. North American Bison, Their Classification and Evolution, University of California Press, Berkeley (Californie), 316 p.

McFarlane, K., G.A. Wilson et J. Nishi. 2006. Management strategies for conservation of genetic diversity in Wood Bison (Bison bison athabascae), File report 135, Department of Environment & Natural Resources, Government of the Northwest Territories, Fort Smith (Territoires du Nord-Ouest).

McHugh, T. 1958. Social behavior of the American buffalo (*Bison bison bison*), *Zoologica* 43:1– 40.

McHugh, T. 1972. The time of the buffalo, Alfred A. Knopf, New York.

Meagher, M.M. 1973. The bison of Yellowstone National Park, *National Park Service Scientific Monograph Series* 1:1-161.

Meagher, M.M. 1989. Range expansion by bison of Yellowstone National Park, *Journal of Mammalogy* 70:670–685.

Menzel, C.R., et B.B. Beck. 2000. Homing and detour behavior in golden lion tamarin social groups, *in* On the Move, S. Boinski et P.A. Garber (éd.), p. 299–326, Chicago University Press, Chicago.

Merkle, J.A., et D. Fortin. Sous presse. Likelihood-based photograph identification: application with photographs of free-ranging bison, *Wildlife Society Bulletin.*

Messier, F. 1994. Ungulate population models with predation: A case study with the North American Moose, *Ecology* 75:478–488.

Mitchell, J.A., et C.C. Gates. 2001. Status of the Wood Bison (Bison bison athabascae) in Alberta, Alberta Wildlife Status Report No. 38. Fish & Wildlife Division, Resource Status and Assessment Branch, Edmonton (Alberta).

Morgan, R.G. 1980. Bison movement patterns on the Canadian plains: an ecological analysis, *Plains Anthropologist* 25:143-160.

Moritz, C. 2002. Strategies to protect biological diversity and the evolutionary processes that sustain it, *Systematic Biology* 5:238-254.

NatureServe. 2011. NatureServe Explorer: An online encyclopedia of life [web application]. Version 7.1. NatureServe, Arlington (Virginie), accessible à http://www.natureserve.org/explorer (consulté le 15 février 2012).

Neufeld, P.L. 1992. Bison conservation: The Canadian story, Manitoba History 24: pages revised, www.mhs.mb.ca/docs/mb_history/24/bisonconservation.shtml.

Nishi, J. 2004. Bison-traffic collisions on Highway 3 (1989 – 2003), rapport inédit, Government of NWT, 27 p.

Nishi, J. 2002. Surveillance activities under the Northwest Territories Bison Control Area Program (1987 – 2000), Northwest Territories Department of Resources, Wildlife and Economic Development Manuscript Report No. 145, Yellowknife (Territoires du Nord-Ouest), 32 p.

Nishi, J.S. 2010. A review of best practices and principles for bison disease issues: Greater Yellowstone and Wood Buffalo Areas, Wildlife Conservation Society and American Bison Society, American Bison Society Working Paper No. 3., 101 p.

Nishi, J. S., D. C. Dragon, B. T. Elkin, J. Mitchell, T. R. Ellsworth et M. E. Hugh-Jones. 2002b. Emergency response planning for anthrax outbreaks in bison herds of northern Canada: a balance between policy and science, *Annals of the New York Academy of Sciences* 969: 245-250.

Nishi, J. S., T. R. Ellsworth, N. Lee, D. Dewar, B. T. Elkin et D. C. Dragon. 2007. Northwest Territories. An outbreak of anthrax (Bacillus anthracis) in free-roaming bison in the Northwest Territories, June-July 2006, *Canadian Veterinary Journal* 48: 37-38.

Nishi, J.S., T. Shury et B.T. Elkin. 2006. Wildlife reservoirs for bovine tuberculosis (Mycobacterium bovis) in Canada: strategies for management and research, *Veterinary Microbiology* 112: 325-338.

Nishi, J.S., C. Stephen et B.T. Elkin. 2002a. Implications of agricultural and wildlife policy on management and eradication of bovine tuberculosis and brucellosis in free-ranging wood bison of northern Canada, *Annals of the New York Academy of Sciences* 969: 236 – 244.

Northwest Territories Environment and Natural Resources. 2010. Wood Bison management strategy for the Northwest Territories, Environment and Natural Resources, Yellowknife.

Novakowski, N., et W.E. Stevens. 1965. Survival of the Wood Bison (Bison bison athabascae Rhoads) in Canada, Paper presented to the 45th meeting of the American Society of Mammalogists, Winnipeg, 21 juin 1965.

Ogilvie, W. 1893. Report on the Peace River and tributaries in 1891, rapport annuel, Department of Interior Canada for 1892, Part 7, 144 p.

Ogilvie, S.C. 1979. The park buffalo. Calgary - Banff Chapter National and Provincial Parks Association of Canada, The University of Calgary, Calgary (Alberta).

Olech, W. 1987. Analysis of inbreeding in European bison, *Acta Theriologica* 32: 373–387.

Olson, W., et R. Sissons. 2011. Plains Bison Monitoring Resource Conservation Annual Report: Grasslands National Park of Canada, rapport inédit de Parcs Canada.

Parks Canada Agency. 2012. Free-ranging plains bison census 1996-2012, Prince Albert National Park, Waskesiu Lake (Saskatchewan), Canada, dossiers inédits.

Payne, C.H. 1987. The Waterhen project: The introduction of the endangered Wood Bison to the Interlake Region of Manitoba and its role in the economic development of the Waterhen Band of Saulteaux Indians, thèse de doctorat, University of Manitoba.

Pertoldi, C, M. Tokarska, J.M. Wójcik *et al.* 2010. Phylogenetic relationships among the European and American Bison and seven cattle breeds reconstructed using the BovineSNP50 Illumina Genotyping BeadChip, *Acta Theriologica* 55:97-108.

Peters, H.F., et Slen, S.B. 1964. Hair coat characteristics of bison, domestic cattle x bison hybrids, cattalo, and certain domestic breeds of beef cattle, *Canadian Journal of Animal Science* 44:48- 57.

Polley, H.W., et S.L. Collins. 1984. Relationship of vegetation and environment in buffalo wallows, *American Midland Naturalist* 112:178-186.

Polziehn, R.O., R. Beech, J. Sheraton et C. Strobeck. 1996. Genetic relationships among North American Bison populations, *Canadian Journal of Zoology* 74:738-49.

Polziehn, R.O., C. Strobeck, J. Sheraton et R. Beech. 1995. Bovine mtDNA discovered in North American Bison populations, *Conservation Biology* 9:1638-1643.

Potter, B.A., S. Craig Gerlach, C. Cormack Gates, Delaney P. Boyd, Gerald A. Oetelaar et James H. Shaw. 2010. History of bison in North America, pages 5-12 *in* Gates, C. C., C.F. Freese, P. Gogan et M. Kotzman (éd.), American Bison: Status survey and conservation guidelines, International Union for the Conservation of Nature, Gland (Suisse).

Powell, T., et T. Morgan 2010. Ronald Lake bison (*Bison bison*) survey, February 2010, rapport inédit, Alberta Sustainable Resource Development Wildlife Division Fort McMurray (Alberta), novembre 2010

Preisser, E.L., et D.I. Bolnick. 2008. When predators don't eat their prey: nonconsumptive predator effects on prey dynamics, *Ecology* 9:2414-2415

Quinlan, A., M.A. Dale et C.C. Gates. 2003. Effects of prescribed burning on herbaceous and woody vegetation in northern lowland meadows, *Restoration Ecology* 11:343-350.

Raup, H. M. 1933. Range conditions in the Wood Buffalo Park of western Canada with notes on the history of the Wood Bison (Special Publication 1[2]), American Committee for International Wildlife Protection.

Raup, H.M., 1947. The Botany of Southwestern Mackenzie, Arnold Arboretum Contribution VI, Harvard University, Jamaica Plain.

Redburn, M.J., W.L. Strong et C.C. Gates. 2008. Suitability of boreal mixedwood clearcuts as Wood Bison (Bison bison athabasca) foraging habitat in north-central Alberta, Canada, *Forest Ecology and Management* 225:2225-2235.

Reeves, B.O.K. 1978. Head-Smashed-In: 5500 years of bison jumping in the Alberta plains, *Plains Anthropologist* 23:151-174.

Renecker, L.A., Blyth, C.B., et Gates, C.C. 1989. Game production in western Canada. In: R.J. Hudson, K.R. Drew and L.M. Baskin (éd.), Wildlife Production Systems: Economic Utilization of Wild Ungulates, p. 248-267, Cambridge University Press, New York.

Reynolds, H.W., C.C. Gates and R.D. Glaholt. 2003. Bison (*Bison bison*), *in* G. A. Feldhamer, B.C. Thompson et J. A. Chapman (Eds.), Wild Mammals of North America: Biology, Management, and Conservation, Second Edition, p. 1009-1059, Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

Reynolds, H. W., R. M. Hansen et D. G. Peden. 1978. Diets of the Slave River Lowland bison herd, Northwest Territories, Canada, *Journal of Wildlife Management* 42:581–90.

Rhoads, S.N. 1897. Notes on living and extinct species of North American Bovidae, *Proceedings of the Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 49:483-502.

Ricketts, T. H., E. Dinerstein, D.M. Olson, C.J. Loucks, W. Eichbaum, D, DellaSalla, K. Kavanagh, P. Hedao, P. Hurley, K. Carney, R. Abell et S. Walters. 1999. Terrestrial ecoregions of North America: a conservation assessment, Island Press, Washington, D.C.

Riley, J.L., S.E. Green et K.E. Brodribb. 2007. A conservation blueprint for Canada's prairies and parklands, Nature Conservancy of Canada, Toronto (Ontario), 226 p.

Roe, F.G. 1970. The North American Buffalo. A Critical Study of the Species in its Wild State, Second edition, University of Toronto Press, Toronto (Ontario), Canada.

Rosas, C.A., D.M. Engle et J.H. Shaw. 2005. Potential ecological impact of diet selectivity and bison herd composition, *Great Plains Research* 15:3-13.

Rosas, C.A., D.M. Engle, J.H. Shaw et M.W. Palmer. 2008. Seed dispersal by Bison bison in tallgrass prairie, *Journal of Vegetation Science* 19: 769-778.

Rothstein, A., et J.G. Griswold, J.G. 1991. Age and sex preferences for social partners by juvenile bison bulls, *Bison bison*, *Animal Behaviour* 41:227-237.

Rowe, M. 2006. 2006 Halfway-Sikanni Plains Bison inventory, BC Ministry of Environment, Fort St. John (Colombie-Britannique), 14 p.

Rowe, M. 2007. 2007 Nordquist Wood Bison inventory, Peace Region Technical Report, Ministry of Environment 400 – 10003 110th Avenue Fort St. John (Colombie-Britannique).

Rowe, M., et R. Backmeyer. 2006. Etthithun Wood Bison inventory: March 2006, BC Ministry of Environment, Fort St. John (Colombie-Britannique), 6 p.

Ruckstuhl, K.E. 2000. Update COSEWIC status report on the wood bison Bison bison athabascae in COSEWIC assessment and status report on wood bison Bison bison athabascae in Canada, Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, 1-28 p.

Rutley, B., et Hudson R.J. 2000. Seasonal energetic parameters of free-grazing bison (Bison bison), *Canadian Journal of Animal Science* 80(4):663-671.

Sachro, L.L., W.L. Strong and C.C. Gates. 2005. Prescribed burning effects on summer elk forage availability in the subalpine zone, Banff National Park, Canada, *Journal of Environmental Management* 77:183-193.

SRPB (Sturgeon River Plains Bison Stewards) Management Planning Coordinating Committee. 2013. Sturgeon River Plains Bison Management Plan, mars 2013.

Sanderson, E.W., K. Redford, B. Weber, K. Aune, D. Baldes, J. Berger, D. Carter, C. Curtin, J. Dear, S. Dobrott, E. Fearn, C. Fleener, S. Forrest, C. Gewach, C.C. Gates, J.E. Gross, S. Grassel, J.A. Hilty, M. Jensen, K. Kunkel, D. Lammers, U. List, K. inkowski, T. Olson, C. Pague, P.B. Robertson et B. Stevenson. 2008. The ecological future of the North American Bison: conceiving long-term, large scale conservation of wildlife, *Conservation Biology* 22:252-266.

Saskatchewan Environment. 2005. Saskatchewan State of the Environment Report 2005 (http://www.se.- gov.sk.ca/ecosystem/Saskatchewan State of the Environment Report 2005.pdf).

Saskatchewan Environment and Resource Management. 2000. Primrose Lake and McCusker River Representative Areas Concept Management Plan, Saskatchewan Environment and Resource Management, décembre 2000.

Saunders, W.E. 1925. Lettre à l'éditeur, *Canadian Field Naturalist* 39:118.

Schaefer, A. L., B. A. Young et A. M. Chimwano. 1978. Ration digestion and retention times of digesta in domestic cattle (*Bos taurus*), American Bison (*Bison bison*), and Tibetan yak (*Bos grunniens*), *Canadian Journal of Zoology* 56:2355–58.

Schramm T., en collaboration avec Krogman, N., Hudson, R.J., et Freeman, M.M.R. 2002. Caribou Mountains critical ungulate habitat and Traditional Ecological Knowledge study: a GIS analysis, 2002, Sustainable Forest Management Network, University of Alberta, Edmonton (Alberta), Canada. Accessible à : http://www.sfmn.ales.ualberta.ca/en/Publications/ProjectReports.aspx

Schultz, J. 1888. Rapport du Comité sénatorial chargé de faire une enquête sur les ressources de Grand Bassin du Mackenzie : session de 1888, Ottawa (Ontario), tire des débats du Sénat, 27 mars 1988, p. 218-244 (cité par Raup, 1933).

Schultheiss, P.C., J.K. Collins, L.E. Austgen et J.C. DeMartini. 1998. Malignant catarrhal fever in bison, acute and chronic cases, *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 10:255-262.

Schultheiss, P.C., J.K. Collins, T.R. Spraker et J.C. DeMartini. 2000. Epizootic malignant catarrhal fever in three bison herds: differences from cattle and association with ovine herpesvirus-2, *Journal of Veterinary Diagnostic Investigation* 12:497-502..

Schwartz, C.C., et J.E. Ellis 1981. Feeding ecology and niche seperation in some native and domestic ungulates on the shortgrass prairie, *Journal of Applied Ecology* 18: 343-353.

Schwartz, A.G., et R.W. Wein. 1997. Threatened dry grasslands in the continental boreal forest of Wood Buffalo National Park, *Canadian Journal of Botany* 75:1363-1370.

Shapiro, B., A.J. Drummond, A. Rambaut, M.C. Wilson, P.E. Matheus, A.V. Sher, O.G. Pybus, M.T. Gilbert, I. Barnes, J. Binladen, E. Willerslev, A.J. Hansen, G.F. Baryshnikov, J.A. Burns, S. Davydov, J.C. Driver, D.G. Froese, C.R. Harington, G. Keddie, P. Kosintsev, M.L. Kunz, L.D. Martin, R.O. Stephenson, J. Storer, R. Telford, S. Zimov et A. Cooper. 2004. Rise and fall of the steppe bison, *Science* 306:1561-1565.

Shaw, J.H. 1995. How many bison originally populated western rangelands?, *Rangelands* 17(5):148-150.

Shaw, J. H., et T. S. Carter. 1989. Calving patterns among American Bison, *Journal of Wildlife Management* 53:896-898.

Shaw, J.H., et Lee, M. 1997. Relative abundance of bison, elk, and pronghorn on the southern plains 1806-1857, *Plains Anthropologist* 42:163-172.

Sheldon, J.W., G. Reed, A.C. Burnett, K. Li et R.L. Crabtree. 2009. Coyote, Canis latrans, predation on a bison, Bison bison, calf in Yellowstone National Park, *Canadian Field-Naturalist* 123: 260-261.

Shull, A.M. 1985. Age-specific reproductive behaviour of male American Bison, mémoire de maîtrise, Oklahoma State University, Stillwater (Oklahoma) USA.

Shult, M.J. 1972. American Bison behavior patterns at Wind Cave National Park, these de doctorat, Iowa State University, Ames (Iowa), USA.

Shury, T.K., D. Fransden et L. O'Brodovich. 2009. Anthrax in free-ranging bison in the Prince Alberta National Park area of Saskatchewan in 2008, *The Canadian Veterinary Journal* 50:152-154.

Shury, T.K., Woodley, S.J., et Reynolds, H.W. 2006. Proceedings of the Bison Diseases Technical Workshop, 28 et 29 octobre 2005, Parcs Canada, Gatineau (Québec).

Sibley, J.A., M.R. Woodbury, G.D. Appleyard et B. Elkin. 2007. Mycobacterium avium subspecies paratuberculosis in bison (*Bison bison*) from northern Canada, *Journal of Wildlife Diseases* 43: 775-779.

Siebert, V.F. 1925. Some notes on Canada's so-called wood buffalo, *The Canadian Field-Naturalist* 39: 204-206.

Singer, B. 2005. Muddying the Gene Pool, Canadian Geographic [en ligne], http://www.canadiangeographic.ca/magazine/jf05/indepth/dna.asp.

Singer, F. J., et J. E. Norland. 1994. Niche relationships within a guild of ungulate species in Yellowstone National Park, Wyoming, following release from artificial controls, *Canadian Journal of Zoology* 72:1383–1394.

Skinner, M.F., et O.C. Kaisen. 1947. The fossil bison of Alaska and preliminary revision of the genus, *Bulletin of the American Museum of Natural History* 89:123-256.

Smith, D., D. Mech, M. Meagher, W. Clary, R. Jaffe, M. Phillips et J. Mack. 2000. Wolf-bison interactions in Yellowstone National Park, *Journal of Mammalogy* 81:1128-1135.

Soper, J.D. 1941. History, range and home life of the northern bison, *Ecological Monographs* 11:347-412.

Soule, M.E., Estes, J.A., Berger, J., et Martinez del Rio, C. 2003. Ecological effectiveness: conservation goals for interactive species, *Conservation Biology* 17: 1238–1250.

Stephenson, R.O., S.C. Gerlach., R.D. Guthrie., C.R. Harington., R.O. Mills et G. Hare, 2001. Wood Bison in late Holocene Alaska and adjacent Canada: Paleontological, archaeological and historical records, *in* S.C. Gerlach et M.S. Murray (éd.), People and Wildlife in Northern North America: Essays in Honor of R. Dale Guthrie, p.124-158. BAR International Series 944, Oxford: British Archaeological Reports.

Stocks BJ, J.A. Mason, J.B. Todd, E.M. Bosch, B.M. Wotton, B.D. Amiro, M.D. Flannigan, K.G. Hirsch, K.A. Logan, D.L. Martell et W.R. Skinner. 2002. Large forest fires in Canada, 1959–1997, *Journal of Geophysical Research* 107: 8149, doi:10.1029/2001JD000484.

Strong, W.L., et C.C. Gates. 2009. Wood Bison population recovery and forage availability in northwestern Canada, *Journal of Environmental Management* 90:434-440.

Strong, W.L., M.J. Redburn and C.C. Gates. 2009. Climate and vegetation change during the twentieth century in the Lower Peace River district, northern Alberta, Canada, *The Holocene* 119:199-207.

Telfer, E. S., et A. L. Cairns. 1986. Resource use by moose versus sympatric deer, wapiti and bison, *Alces* 22:113–38.

Telfer, E.S., et J.P. Kelsall. 1979. Studies of morphological parameters affecting ungulate locomotion in snow, *Canadian Journal of Zoology* 57:2153-59.

Telfer, B.S., et J.P. Kelsall. 1984. Adaptation of some large North American mammals for survival in snow, *Ecology* 65:1828-34.

Spyce, T. 2009. Disruption in Place Attachment: Insights of young Aboriginal adults on the social and cultural impacts of industrial development in Northern Alberta, mémoire de maîtrise, University of Alberta (Alberta), Canada, 226 p.

Tessaro, S.V. 1988. A descriptive and epizootiologic study of brucellosis and tuberculosis in bison in northern Canada, thèse de doctorat University of Saskatchewan, Saskatoon (Saskatchewan), 320 p.

Tessaro, S.V. 1989. Review of the diseases, parasites, and miscellaneous pathological conditions of North American Bison, Canadian Veterinary Journal 31, 174–180.

Thiessen, C. 2010. Peace Wood Bison project: annual report 2009/2010. Peace Region Technical Report, BC Ministry of Environment, Fort St. John (Colombie-Britannique), 22 p.

Thorne, E. T. 2001. Brucellosis, *in* Infectious diseases of wild mammals, E. S. Williams et I.K. Barker (éd.), Iowa State Press, Ames (Iowa) p. 372–395.

Timoney, K. 2002. A dying delta? A case study of a wetland paradigm, *Wetlands* 22: 282-300.

Timoney, K. 2006. Landscape cover change in the Peace-Athabascae Delta, 1927-2001, *Wetlands* 26: 765-778.

Timoney, K. 2008a. Rates of vegetation change in the Peace-Athabasca Delta, *Wetlands* 28:513-520.

Timoney, K. 2008b. Factors influencing wetland plant communities during a flood-drawdown cycle in the Peace-Athabascae Delta, northern Alberta, Canada, *Wetlands* 28: 450-463.

Timoney, K. 2009. Three centuries of change in the Peace-Athabasca Delta, Canada, *Climatic Change* 93:485-515.

Timoney, K., G. Peterson, P. Fargey, M. Peterson, S. McCanny et R. Wein. 1997. Spring ice-jam flooding of the Peace- Athabasca Delta: evidence of a climatic oscillation, *Climatic Change* 35:463–83.

Truett, J.C., M. Phillips, K.Kunkel et R. Miller. 2001. Managing bison to restore biodiversity, *Great Plains Research* 11: 123-144.

Trut, L., I. Oskina et A. Kharlamova. 2009. Animal evolution during domestication: the domesticated fox as a model, *BioEssays* 31:349–360.

Turtle Mountain – Souris Plains Heritage Association (TM-SPHA). 2008. Metis Bison Hunts, accessible à : http://vantagepoints.ca/stories/metis - bison - hunts/.

USDA Forest Service. 2009. Species Conservation Program: American Bison Assessment and Rationale (http://www.fs.fed.us/r2/projects/scp/evalrationale/rationales/mammals/americanbison.pdf).

van Zyll de Jong, C.G. 1986. A Systematic Study of Recent Bison, with Particular Consideration of the Wood Bison (*Bison bison athabascae Rhodes 1989*), Publications in Natural Sciences No. 6., National Museums of Canada, Ottawa (Ontario).

van Zyll de Jong, C.G. 1993. Origin and geographic variation of recent North American Bison, Alberta: *Studies in the Arts and Sciences* 3(2):21-35.

van Zyll de Jong, C.G., C. Gates, H. Reynolds et W. Olson. 1995. Phenotypic variation in remnant populations of North American Bison, *Journal of Mammalogy* 76:391-405.

Vassal, M., et R. Kindopp. 2010. Wood Buffalo National Park Bison Survey, février 2009, rapport inédit de Parcs Canada.

Virchow, D.R., et Hygnstrom, S.E. 2002. Estimation of presettlement populations of the black-tailed prairie dog: a reply, *Great Plains Research* 12:255-260.

Waggoner, V., et M. Hinkes. 1986. Summer and fall browse utilization by an Alaskan bison herd, *Journal of Wildlife Management* 50: 322-324.

Ward, T.J., J.P. Bielawski, S.K. Davis, J.W. Templeton et J.N. Derr. 1999. Identification of domestic cattle hybrids in wild cattle and bison species: a general approach using mtDNA markers and the parametric bootstrap, *Animal Conservation* 2:51-57.

White, C.A., E.G. Langemann, C.C. Gates, C.E. Kay, T. Shury et T.E. Hurd. 2001. Plains Bison restoration in the Canadian Rocky Mountains? Ecological and management considerations, *Proceedings George Wright Society Annual Conference on Research and Resource Management in Parks and on Public Lands* 11:152-160

White, C.A., D.D. Perrakis, V.G. Kafka et T. Ennis. 2012. Burning at the edge: Integrating biophysical and eco-cultural fire processes in Canada's parks and protected areas, *Fire Ecology* 7:74-106.

Wilson, G.A. 2001. Population genetic studies of wood and Plains Bison populations, these de doctorat inédite, University of Alberta, Edmonton (Alberta), 156 p.

Wilson, M.C. 1996. Late Quaternary vertebrates and the opening of the ice-free corridor, with special reference to the genus *Bison*, *Quaternary International* 32:97-105.

Wilson, M.C., L. Hills et B. Shapiro. 2008. Late Pleistocene northward-dispersing *Bison antiquus* from the Bighill Creek Formation, Gallelli Gravel Pit, Alberta, Canada, and the fate of *Bison occidentalis*, *Canadian Journal of Earth Sciences* 45:827-859.

Wilson, G., J. Nishi, B. Elkin et C. Strobeck. 2005. Effects of a recent founding event and intrinsic populations dynamics on genetic diversity in an ungulate population, *Conservation Genetics* 6: 905-916.

Wilson, G.A., W. Olson et C. Strobeck. 2002. Reproductive success in Wood Bison (*Bison bison athabascae*) established using molecular techniques, *Canadian Journal of Zoology* 80:1537-1548.

Wilson, D.E., et D.M. Reeder (éd.). 2005. Mammal Species of the World. A Taxonomic and Geographic Reference, Third edition, Johns Hopkins University Press, Baltimore (Maryland).

Wilson, G.A., et C. Strobeck. 1999. Genetic variation within and relatedness among wood and Plains Bison populations, *Genome* 42:483-496.

Wilson, G.A., et K. Zittlau. 2004. Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le bison des prairies *Bison bison bison* au Canada, vii + 80 p.

Wissler, C. 1927. North American Indians of the Plains, Third Edition, American Museum of Natural History, New York.

Wolff, J.O. 1998. Breeding strategies, mate choice, and reproductive success in American Bison, *Oikos* 83:529-544.

Wolfe, M.L., et J.F. Kimball. 1989. Comparison of bison population estimates with a total count, *Journal of Wildlife Management* 53:593-596.

Wood Bison Recovery Team. 1987. Status report on Wood Bison (Bison bison athabascae) in Canada, 1987, rédigé pour le Recovery of Nationally Endangered Wildlife Program, Ottawa.

Woodbury M, et C. Windeyer. 2012. Mycoplasma infection in bison, Bison Producers of Alberta, http://bisoncentre.com/index.php/producers-2/resource-library/advanced-bison-information/diseases-of-bison-/mycoplasma-infection-in-bison

Woodhouse, C.A., J.J. Lukas et P.M. Brown. 2002. Drought in the western Great Plains, 1845–56, *Bulletin of the American Meteorological Society* 83:1485-1493.

Wyman, T. 2002. Grizzly bear predation on a bull bison in Yellowstone National Park, *Ursus* 13: 375-377.

Yukon Department of Renewable Resources. 1998. Yukon bison management plan. Yukon Department of Environment, Whitehorse (Yukon).

SOMMAIRE BIOGRAPHIQUE DES RÉDACTEURS DU RAPPORT

Cormack Gates est professeur en sciences de l'environnement à la Faculty of Environmental Design de l'Université de Calgary. Il détient un doctorat (1980) en sciences animales (productivité et gestion de la faune) de l'Université de l'Alberta. Il effectue de la recherche et de la consultation en aménagement du territoire rural, en évaluation des impacts, en conservation de la nature et en planification multilatérale. Avant de devenir professeur à l'Université de Calgary en 1998, il a collaboré durant 18 ans avec des collectivités du Nord du Canada en gestion de la faune et de son habitat. Il a animé de nombreux projets de recherche collaborative et de planification de la gestion des terres dans le nord et l'ouest du Canada et aux États-Unis et il participe activement à la recherche sur le bison et à sa conservation depuis 1983. Il est le principal auteur du programme national de rétablissement du bison des bois de 2001, coauteur du rapport de l'Alberta sur la situation de cette espèce en péril et l'auteur principal d'un rapport sur l'écologie et les déplacements du bison dans la région du parc national Yellowstone rédigé à l'intention du service des parcs nationaux des États-Unis. Il est également l'éditeur principal du document de l'UICN de 2010 intitulé *American bison status survey and conservation guidelines*, dont il a rédigé plusieurs chapitres. M. Gates a présidé, puis coprésidé l'Équipe nationale du rétablissement du bison des bois du Canada de 1986 à 2008. Il a également présidé le groupe de spécialistes du bison (Amérique du Nord) de la Commission de sauvegarde des espèces de l'UICN de 2001 à 2011 et il est actuellement responsable de la liste de rouge de l'UICN pour le bison d'Amérique.

Thomas Jung a obtenu une maîtrise ès sciences en biologie de la faune de l'université McGill. Depuis, il a effectué de la recherche sur divers vertébrés à différents endroits au Canada. À titre de biologiste de la faune principal du gouvernement du Yukon depuis 12 ans, il travaille surtout sur des espèces en péril et des enjeux de biodiversité. . Tom est membre du COSEPAC depuis 2001 et a été membre du programme RESCAPÉ de 2001 à 2008. Depuis 2003, il est le coordonnateur national de l'évaluation de la situation générale des mammifères du Canada. Il a coprésidé les équipes nationales du rétablissement du bison des bois et du caribou des montagnes du Nord et du Southern Lakes Wildlife Coordinating Committee (Yukon). Il est actuellement éditeur adjoint des revues *Canadian Field-Naturalist* et *Northwestern Naturalist*, professeur auxiliaire à l'University of Alaska-Fairbanks et attaché de recherche à l'University of New Mexico. Il vit avec sa famille près de Whitehorse (Yukon).

COLLECTIONS EXAMINÉES

Aucune.

Annexe 1. Résultats du calculateur des menaces pour le bison des prairies

Nom de l'espèce ou de l'écosystème	Bison des prairies
Évaluateurs	D. Fraser et C. Gates, avec apport des provinces et territoires concernés lors d'une téléconférence

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces

Impact des menaces		**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
		Maximum de la plage d'intensité	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	2	2
B	Élevé	0	0
C	Moyen	1	1
D	Faible	1	1
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Très élevé

Impact global des menaces – commentaires

Cinq populations de bisons des prairies « à l'état sauvage » sont évaluées : Pink Mountain (1000 individus), rivière Sturgeon (200-250), rivière McCusker (150), parc national Elk Island (400) et parc national des Prairies (320). Total : 2070-2120 individus.

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	De plus en plus de terres sont achetées à cette fin dans la zone agricole près du parc national de Prince Albert, menace de lotissement au cœur de la zone où des bisons de la rivière Sturgeon sortent du parc.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Il s'agit de la conversion d'habitat en terres cultivées. Cette perte d'habitat est probablement près de son maximum, car on ne s'attend pas à ce qu'il y en ait davantage au cours des dix prochaines années. Il s'agit d'un problème surtout en Saskatchewan.
2.3	Élevage	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Le pâturage de bétail commercial sur des terres publiques est un problème en Alberta et au Manitoba, car on exclut le bison sur ces terres, ce qui empêche son rétablissement dans ces zones.
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	L'exploitation pétrolière et gazière présente une menace croissante pour la harde de la rivière McCusker. Dans le parc national des Prairies, cette menace est limitée par rapport à celle que présente les activités d'élevage.
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
4	Corridors de transport et de service		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	Les hardes ne se trouvent pas dans des zones de forte circulation, et on ne s'attend pas à ce que cela change beaucoup au cours des 10 prochaines années.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
5	Utilisation des ressources biologiques	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extrême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	La harde de la rivière McCusker n'est pas protégée; on limite l'effectif de la harde du parc national de Prince Albert pour éviter les conflits avec l'agricuture; la harde de Pink Mountain est chassée pour en en limiter l'effectif; on limite l'effectif des hardes des parc nationaux Elk Island (actuellement) et des Prairies (dans les 10 prochaines années) en raison de la petite superficie des parcs. Il s'agit surtout de prélèvements d'individus à des fins de gestion, et toutes les hardes de bisons des prairies sont exposées à cette menace. L'exploitation forestière, pétrolière et gazière augmente sur le territoire de la harde de la rivière McCusker, ce qui accroît l'accès au territoire et sans doute aussi la chasse non réglementée.
6	Intrusions et perturbations humaines		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Les activités récréatives (randonnée pédestre) sont encouragées dans les deux parcs nationaux; des véhicules hors route circulent sur le territoire de la harde de Pink Mountain. Ces activités ne posent pas autant problème pour le bison des prairies que pour le bison des bois; la chasse pratiquée en motoneige nuit davantage au bison des prairies que les motoneiges elles-mêmes.
6.2	Guerre, troubles civils et exercices militaires		Pas une menace	Petite (1-10 %)	Neutre ou avantage possible	Élevée (continue)	Harde de la rivière McCusker : polygone de tir aérien. Il y a sans doute un certain effet de déplacement, mais l'effet bénéfique de l'exclusion du public de ce territoire devrait compenser tout effet négatif.
7	Modification du système naturel		Inconnu	Généralisée (71-100 %)	Inconnue	Inconnue	
7.3	Autres modifications de l'écosystème		Inconnu	Généralisée à grande (31-100 %)	Inconnue	Inconnue	
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques/non indigènes envahissantes	CD	Faible à moyen	Restreinte (11-30 %)	Modérée à élevée (11-70 %)	Élevée (continue)	Espèces exotiques envahissantes, moutons à proximité et élevages de bovins. Maladies transmises par les bovins et moutons domestiques. Il y a une ferme d'élevage de moutons juste à côté du parc national des Prairies, la fièvre catarrhale maligne tue 100 % des bisons atteints. Menace très faible pour la harde de Pink Mountain, contrairement à toutes les autres hardes, qui sont proches de zones agricoles. Le bison est susceptible à d'autres maladies transmises par le bétail. (Contacter Helen Schwantze ou Susan Kutz pour obtenir des détails.)
8.2	Espèces indigènes problématiques	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Fièvre charbonneuse (maladie présumée indigène aux fins de cette évaluation). En 2007, cette maladie a tué 100 bisons des prairies dans le parc national de Prince Albert. La prédation par le loup présente une menace croissante pour les deux sous-populations de la Saskatchewan.
8.3	Introduction de matériel génétique	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Les croisements avec des bisons féraux ou évadés d'élevages commerciaux pourraient nuire aux hardes de la Saskatchewan. Dans le nord-est de la C.-B., les croisements avec des bisons des bois représentent une menace que l'on gère en limitant la répartition des hardes adjacentes de bisons des bois et de bisons des prairies.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	A	Très élevé	Généralisée (71-100 %)	Extreême (71-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Les incendies et l'exploitation forestière créent de l'habitat pour le bison.
11.2	Sécheresses	CD	Faible à moyen	Grande (31-70 %)	Faible à modérée (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	*Peut-être un problème dans le parc national des Prairies, particulièrement à long terme.*
11.3	Températures extrêmes	AB	Élevé à très élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée à extrême (31-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.4	Tempêtes et inondations	CD	Faible à moyen	Restreinte à généralisée (11-100 %)	Faible à modérée (1-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	

Annexe 2. Résultats du calculateur des menaces pour le bison des bois

Nom de l'espèce ou de l'écosystème	Bison des bois
Évaluateurs	Équipe de rétablissement du bison, mise à jour de D. Fraser et de C. Gates

Guide pour le calcul de l'impact global des menaces

	Impact des menaces	**Comptes des menaces de niveau 1 selon l'intensité de leur impact**	
		Maximum de la plage d'intensité	**Minimum de la plage d'intensité**
A	Très élevé	0	0
B	Élevé	1	1
C	Moyen	2	2
D	Faible	3	3
Impact global des menaces calculé :		Très élevé	Très élevé

Menace		**Impact (calculé)**		**Portée (10 prochaines années)**	**Gravité (10 ans ou 3 générations)**	**Immédiateté**	**Commentaires**
1	Développement résidentiel et commercial		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
1.1	Habitations et zones urbaines			Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Yukon. Hardes de Nahanni, du Mackenzie, d'Aishikik, de Nordquist et de Hay-Zama. Perte d'habitat par des lotissements.
1.2	Zones commerciales et industrielles		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Harde de Nahanni, Beaver Camp
2	Agriculture et aquaculture	D	Faible	Petite (1-10 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	
2.1	Cultures annuelles et pluriannuelles de produits autres que le bois		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Élevée (31-70 %)	Élevée (continue)	Hardes Aishikik et du nord de l'Alberta
2.3	Élevage	D	Faible	Petite (1-10 %)	Extrême (71-100 %)	Élevée (continue)	Hardes de Hay-Zama et du lac Chilek. (Cette menace est liée à la perte d'habitat et non à l'élimination d'individus qui entrent en conflit avec l'agriculture.)
3	Production d'énergie et exploitation minière		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Modérée à élevée	
3.1	Forage pétrolier et gazier		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	Menace liée aux installations. Plus de travail doit être effectué pour la documenter et la comprendre; il serait utile de réaliser des études dans les zones d'exploitation pétrolière fréquentée par le bison.
3.2	Exploitation de mines et de carrières		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Faible (1-10 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Au sud du parc national Wood Buffalo, extraction de sables bitumineux.
4	Corridors de transport et de service	D	Faible	Grande (31-70 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	
4.1	Routes et voies ferrées	D	Faible	Grande (31-70 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	*Toutes les hardes se trouvent dans des régions où les impacts des routes et des voies ferrées poseront problème.*
4.2	Lignes de services publics		Inconnu	Restreinte à grande (11-70 %)	Inconnue	Inconnue	
4.3	Transport par eau		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Circulation de barges sur la rivière Liard

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
4.4	Trajectoires de vol		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Surtout pour les hardes de Nahanni et du parc national Wood Buffalo; la plupart des hardes sont exposées à des survols d'aéronefs, mais les bisons n'y réagissent pas la plupart du temps.
5	Utilisation des ressources biologiques	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
5.1	Chasse et prélèvement d'animaux terrestres	B	Élevé	Généralisée (71-100 %)	Élevée (31-70 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Toutes les hardes : leur gestion consiste à fixer des effectifs cibles, à éliminer les individus excédentaires et à établir des zones d'exclusion, en utilisant la chasse comme moyen de gestion. Prélèvement d'individus sur les routes et dans les zones agricoles et les collectivités (T.N.-O. et nord-ouest de l'Alberta)
5.3	Exploitation forestière et récolte du bois						Pourrait être bénéfique.
6	Intrusions et perturbations humaines	D	Faible	Grande (31-70 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	
6.1	Activités récréatives	D	Faible	Grande (31-70 %)	Faible (1-10 %)	Élevée (continue)	Véhicules hors routes, notamment les motoneiges. Toutes les hardes sont exposées à la circulation de motoneiges, mais les bisons y réagissent de façon variable. Menace très préoccupante particulièrement au Yukon où la chasse au bison se pratique en motoneige. Dans le nord-ouest de l'Alberta, la motoneige est davantage pratiquée à des fins industrielles qu'à des fins récréatives. On craint que le stress causé aux bisons les véhicules hors route n'ait des impacts sur leur condition individuelle et peut-être aussi des impacts à l'échelle de la population. Menace de gravité préoccupante mais inconnue.
6.3	Travaux et autres activités		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Motoneiges utilisées pour des travaux.
7	Modification du système naturel		Négligeable	Restreinte (11-30 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
7.1	Incendies et suppression des incendies		Négligeable	Négligeable (<1 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Les incendies sont bénéfiques, et leur suppression peut constituer une menace.
7.2	Barrages, gestion et utilisation de l'eau		Négligeable	Petite (1-10 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	
7.3	Autres modifications de l'écosystème	CD	Faible à moyen	Restreinte (11-30 %)	Faible à modérée (1-30 %)	Élevée (continue)	Les modifications de l'écosystème causées par les barrages sur la rivière de la Paix ont des impacts sur la harde du parc national Wood Buffalo.
8	Espèces et gènes envahissants ou problématiques	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	
8.1	Espèces exotiques/non indigènes envahissantes	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	La tuberculose et la brucellose sont les principales menaces dans cette catégorie. La diversité génétique extrêmement faible du bison des prairies pourrait bien limiter sa capacité de s'adapter à de nouveaux facteurs de stress, notamment au changement climatique. Cette catégorie ne comprend pas l'ensemencement de plantes agronomiques au bord des routes qui attire le bison et accroît le nombre de collisions avec des véhicules.

Menace		Impact (calculé)		Portée (10 prochaines années)	Gravité (10 ans ou 3 générations)	Immédiateté	Commentaires
8.2	Espèces indigènes problématiques	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Élevée (continue)	Hardes de Mackenzie, du parc national Wood Buffalo et de la rivière Sturgeon. Fièvre charbonneuse (maladie présumée indigène aux fins de cette évaluation). Les éclosions de fièvre charbonneuse se produisent à intervalles de 10 à 20 ans et peuvent tuer jusqu'à un tiers d'une population, parfois plus, comme dans les T.N.-O. en 2012. La prédation par le loup est également importante, et la gravité de son impact peut être plus grande chez les populations de bisons affaiblies par la maladie (tuberculose ou brucellose).
8.3	Introduction de matériel génétique		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (<1 %)	Élevée (continue)	Hybridation avec des bovins domestiques ou le bison des prairies.
11	Changements climatiques et phénomènes météorologiques violents	C	Moyen	Généralisée (71-100 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.1	Déplacement et altération de l'habitat		Inconnu	Grande (31-70 %)	Inconnue	Inconnue	Perte de prairies boréales en raison du changement climatique, mais les impacts pourraient être compensés par une hausse des feux de forêt.
11.2	Sécheresses		Négligeable	Généralisée (71-100 %)	Négligeable (<1 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.3	Températures extrêmes	AC	Moyen à très élevé	Généralisée (71-100 %)	Modérée à extrême (11-100 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	
11.4	Tempêtes et inondations	C	Moyen	Grande (31-70 %)	Modérée (11-30 %)	Modérée (peut-être à court terme, < 10 ans)	Les inondations ont touché plus de 25 % de la harde du McKenzie.